

UNIVERSITÉ POLYTECHNIQUE DE BOBO-DIOULASSO (UPB)

INSTITUT DU DÉVELOPPEMENT RURAL (IDR)



THESE

**Présentée en vue de l'obtention du
DOCTORAT UNIQUE EN DÉVELOPPEMENT RURAL**

Option: Systèmes de Productions Forestières

Spécialité: Production Forestière

Par

Jonas Koala

**Influences des perturbations anthropiques sur le
stock de carbone dans les écosystèmes de
savane en zone soudanienne du Burkina Faso**



Soutenue le 30 janvier 2016, devant le jury d'examen composé de :

Président : Dr Michel P. SEDOGO, Directeur de recherche (INERA/CNRST)

Membres :

- Pr Adjima THIOMBIANO, Professeur titulaire, Université de Ouagadougou (Rapporteur)
- Dr Jules BAYALA, Directeur de recherche, INERA/ICRAF (Rapporteur)
- Dr Louis SAWADOGO, Maître de recherche, INERA (Co-Directeur de thèse)
- Pr Hassan B. NACRO, Professeur titulaire, Université polytechnique de Bobo-Dioulasso (Directeur de thèse)

DEDICACE

A mes défunts parents

Koala Yamba et Birba Razanguimbasseba

Merci de m'avoir inculqué l'esprit de sacrifice et de persévérance !

REMERCIEMENTS

Les travaux de cette thèse ont bénéficié de l'appui financier de l'Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA) à travers les projets GCCA (Alliance Mondiale Contre le Changement Climatique) conduit par le CILSS sur financement de l'Union Européenne, ILRI/BMZ, SLU Global et le programme McNamara de la Banque Mondiale. Que ces institutions trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.

Cette thèse n'aurait pas abouti sans le concours de nombreuses personnes qui de près ou de loin ont contribué à sa réalisation. C'est avec une profonde gratitude que je les remercie.

Je tiens particulièrement à exprimer mes sincères remerciements au Professeur Hassan Bismarck Nacro de l'Université Polytechnique de Bobo Dioulasso, Co-directeur de la présente thèse pour m'avoir fait l'honneur de diriger ce travail. Sa confiance, ses précieux conseils, et sa disponibilité permanente ont permis une conduite diligente et efficiente des travaux.

Nos remerciements s'adressent également aux Docteur Louis Sawadogo, Maître de Recherche et chef de Département Production Forestière de l'INERA, co-directeur de cette thèse, pour ses conseils et instructions qui ont été d'un apport inestimable. En outre, il a su mettre à ma disposition tous les moyens financiers et logistiques possibles pour me permettre de réaliser les travaux de terrain. Il a su, au-delà de l'aspect académique, me porter assistance dans des domaines privés, ce qui m'a permis de surmonter bien de situations délicates.

Je remercie Dr Patrice Savadogo qui a été pour moi un soutien inestimable. Je lui dis merci pour sa générosité. Ses suggestions et sa disponibilité pour lire et corriger les différentes versions ont énormément contribué à améliorer la qualité de ce document.

Aux Dr Didier Zida et Dr Djibril Dayamba pour leurs accompagnements et orientations depuis la conception de la méthodologie jusqu'à l'aboutissement de la thèse.

Aux Dr Jules Bayala, Pr Gérard Zombré, Dr Aster Gebrekirstos, Dr Sibiri J. Ouédraogo, Dr Dibloni Ollo, Dr Ky/Dembele Catherine, Dr Bationo Babou, Dr Lamien Nediyouba pour avoir guider mes premiers pas dans la recherche.

Mes remerciements vont à Dr Jan de Leuw pour l'accompagnement dans le cadre du projet ILRI/BMZ.

Je dis sincèrement merci au Dr Mohammed Saïd pour avoir accepté m'accueillir dans son équipe de recherche pendant une période d'une année à ILRI, Nairobi au Kenya. Ce séjour m'a permis d'avancer considérablement dans mes travaux. Je joins à ces remerciements tous les membres de sa famille qui m'ont chaque fois accueillie avec chaleur.

Mes remerciements vont également à Dr Ermias Betemariam, chercheur à ICRAF, Dr Augustine Ayantunde, chercheur à ILRI, Dr Ulf Soderberg, Dr Hans Patterson et Dr Torgny Lind pour leurs accompagnements.

Aux personnels du laboratoire du sol de l'ICRAF, du département LES de ILRI (Kenya) et SLU (Suède), notamment Shem Kifugo, Leah, Edmund Gituro, Keynes, Pauline Alchau, Catherine, Mats, Assenath, Merci d'avoir rendu agréables mes différents séjours.

Aux collègues Zipporah Musyimi, Sabine W.M.F Doamba, Natasha D. Thombiano, Pépin Some et Kenea Feyissa pour vos encouragements et soutiens multiformes.

A tous les ouvriers à Tiogo et à Laba pour les sacrifices et le sérieux mis lors des travaux de terrains. Merci particulièrement Yaro Badema, Fernand Kinda, Bako Lambert, Bamouni Norbert, Emmanuel Kabore, Nékilbié Bationo et Bienvenu Bako.

Merci à Meda Modeste pour l'amitié, l'accompagnement et les sacrifices endurés lors de la collecte des données.

A mes frères et sœurs Paul, Jacob, Philippe, Ruth et Marceline, je voudrais dire merci pour vos encouragements et soutiens multiformes.

A mes amis de tous les jours Jean Yaméogo, Démétrius Zoungrana, Kogo Jean, Ignace Zoungrana, Zoundi Jean, Thierry Yaméogo, David Diabri et Claude Zongo je dis merci pour le réconfort et le soutien dont j'ai toujours bénéficié de votre part.

A tous ceux qui ont œuvré dans l'anonymat pour l'aboutissement de cette thèse, je leur dit infiniment merci.

Toute ma reconnaissance à mon épouse Céline et à mes enfants Justus et Elias pour les sacrifices indurés. Qu'ils trouvent ici l'objet d'une consolation.

RESUME

La variabilité du climat a occasionné la baisse de la productivité des écosystèmes agricoles et forestiers au Burkina Faso à l'instar des autres pays en Afrique sub-saharienne. La dépendance aux pratiques traditionnelles d'élevage et d'agriculture comme moyen de subsistance devient de plus en plus précaire. Le mécanisme PSE (Païement des Services Ecosystémiques) est le nouvel instrument de conservation et de développement proposé comme une option potentielle d'amélioration des moyens de subsistance des populations. Cependant, malgré quelques études sur la dynamique du carbone à long terme sur les terres arides d'Afrique, il ya une insuffisance d'informations sur les pools de carbone et leur dynamique. L'objectif de cette étude a été de déterminer les stocks et la séquestration de carbone dans différentes formes de gestion des écosystèmes. Nous avons évalué les stocks de carbone organique, les caractéristiques physiques du sol, la biomasse aérienne et souterraine au niveau parcelle et ensuite à l'échelle du paysage. L'étude a été menée dans deux dispositifs expérimentaux à long terme que sont celui de Laba à sols superficiels et celui de Tiogo à sols profonds, ainsi que dans le site sentinelle installé à Tiogo. Les sols ont été prélevés à deux niveaux de profondeur (0-20 cm et 20-50 cm). Le dosage du carbone organique total du sol a été fait par spectroscopie. La biomasse végétale souterraine a été évaluée par extraction de monolithes aux deux niveaux de profondeur du sol et par excavation. La biomasse végétale aérienne et sa dynamique ont été évaluées à partir des données d'inventaires réalisés chaque 5 ans depuis 1992. Le modèle InVEST a été utilisé pour l'estimation du carbone et sa valeur sociale au niveau paysage. En fonction des sites, les résultats ont montré que le *pâturage*, le *feu précoc*e et la *coupe sélective* ont affecté différemment l'infiltration, le carbone organique du sol, la biomasse racinaire et aérienne. L'agriculture a contribué à réduire le carbone organique du sol par rapport à la forêt. Les stocks de carbone à Laba ont varié de 14,95 à 27,43 t C ha⁻¹ dans la profondeur 0-20 cm et de 7,75 à 26,54 t C ha⁻¹ dans celle de 20-50 cm en fonction des traitements. A Tiogo, ces stocks ont varié de 19,77 à 31,28 t C ha⁻¹ et de 20,49 à 41,51 t C ha⁻¹ respectivement aux niveaux de profondeur 0-20 cm et 20-50 cm. La biomasse racinaire totale a varié de 8 t ha⁻¹ à 19 t C ha⁻¹. La biomasse aérienne a varié en fonction de traitement, de 43 t ha⁻¹ à 71 t ha⁻¹. L'incrément de biomasse a varié de -0.1 t ha⁻¹ an⁻¹ à 2,1 t ha⁻¹ an⁻¹. Le ratio biomasse souterraine et biomasse aérienne a varié de 20% à 290% suivant les espèces et la classe de diamètre. La biomasse aérienne de *Vitellaria paradoxa* a varié de 0,12 t pour les pieds de 0-20 cm de diamètre à 4,1 t pour les arbres de diamètre supérieur à 50 cm. L'évaluation du carbone faite au niveau du paysage a montré que les pratiques agro-sylvo-pastorales actuelles ont engendré un bilan de séquestration négatif. En zone de forêt, la séquestration a été de 1,64 t C ha⁻¹ an⁻¹ contre une émission moyenne de 1,85 t C ha⁻¹ an⁻¹. Dans les zones agroforestières, la séquestration a été de 0,48 t C ha⁻¹ an⁻¹ contre une émission de 0,66 t C ha⁻¹ an⁻¹. Les différents scénarios testés montrent que la restauration de la végétation des espaces protégés est celle qui engendre des niveaux de séquestration les plus élevés. Les données référentielles sur le niveau de stocks de carbone et de séquestration dans les écosystèmes de savane générées dans la présente étude permettront de renforcer les capacités de notre pays dans les différentes négociations dans le cadre des changements climatiques

Mots clés : Séquestration, Utilisation de terres, Pâturage, Feu précoc, Coupe sélective, Biomasse, Valeur sociale

ABSTRACT

Sub-Saharan and especially Burkina Faso parklands and forestry ecosystems productivity declined due to climate variability. Consequently, the use of breeding and agriculture practice as livelihood becomes increasingly precarious. Payment for environment services (PES) is considered as new tool for natural resources conservation and a potential option for improving people's livelihoods. However, despite existence of some long-term studies on carbon in dry lands of Africa, information on carbon pools and their dynamics remain scarce. The main objective of this study was to determine stocks and potential sequestration in different types of ecosystems' management. We evaluated soil physical characteristics and organic carbon stocks, aboveground and belowground biomass in plot level and then generalized in landscape level. The study was carried in both experimental sites in Laba (sandy and shallow soils) and in Tiogo (clay and deep soils) and also in a Sentinel Site installed in Tiogo. Soils samples were collected at 50 cm depth, split into two different layers (0-20 cm and 20-50 cm). Analysis by spectroscopy was undertaken for an exclusive determination of total organic carbon and nitrogen. Measurements of belowground biomass were made both by extraction of soil monoliths in two layers (0-20 cm and 20-50 cm) and trees excavation. As for aboveground biomass, we have taken advantage of the historical data measured every 5 years since 1992 and a diachronic analysis was done. For carbon and its social values estimation in landscape level, the model InVEST was used. The results showed that grazing, early fire and selective cutting have affected differently infiltration, soil organic carbon, root and aboveground biomass, however had site specificity. Agriculture practices in Tiogo parklands reduced the soil organic carbon compared to the forest. Soils carbon stocks in Laba ranged from 14.95 to 27.43 t C ha⁻¹ on 0-20 cm depth and 7.75 to 26.54 t C ha⁻¹ on 20-50 cm, depending of treatment combinations performed. In Tiogo, stocks ranged from 19.77 to 31.28 t C ha⁻¹ and 20.49 to 41.51 t C ha⁻¹ respectively in 0-20 cm and 20-50 cm. Total belowground biomass ranged from 8 t ha⁻¹ to 19 t ha⁻¹. Above ground biomass depending of treatment ranged from 43 t ha⁻¹ to 71 t ha⁻¹. And annual increments ranged from -0.1 t ha⁻¹year⁻¹ to 2.1 t ha⁻¹ year⁻¹. Belowground and above ground biomass ratio ranged from 20% to 290% depending of species. *V. paradoxa*'s above ground biomass ranged from 0.12 t for trees in diameter class 0-20 cm to 4.1 t for tree with diameter above 50cm. The assessment made at landscape level has shown that the system has negative sequestration balance With referential management of 2013, In protected area, sequestration was 1.64 t C ha⁻¹ year⁻¹ for 1.64 t C ha⁻¹year⁻¹ emitted. In the open area, sequestration was 0.48 t C ha⁻¹year⁻¹ for 0.66 t C ha⁻¹ an⁻¹ emitted. The different scenarios tested show that the inclusion of protected areas in the vegetation restoration policies could generate substantial sequestration levels. This thesis provides reference data on sequestration and carbon stocks in savanna ecosystems and strengthens our countries capacities in various negotiations in the climate change frameworks

Key words: Sequestration, Land use, Grazing, early fire, Selective cutting, Biomass, social value

TABLE DES MATIERES

DEDICACE	II
REMERCIEMENTS.....	III
RESUME.....	V
ABSTRACT	VI
LISTE DES FIGURES	XI
LISTE DES TABLEAUX	XIV
LISTE DES PHOTOS	XVI
LISTE DES ANNEXES	XVI
SIGLES ET ABREVIATIONS.....	XVII
INTRODUCTION GENERALE	1
Chapitre I : Revue bibliographique sur l'influence des perturbations ecologiques sur le stock et la séquestration du carbone	6
1-1-Introduction	6
1-2-Principe de séquestration du carbone dans les écosystèmes continentaux	6
1-3-évolution de la gestion des espaces boisés et dynamique du carbone.....	8
1-4- Facteurs influençant la séquestration et les stocks de carbone	10
1-4-1- Perturbations et séquestration du carbone.....	10
1-4-1-1-Feu de brousse.....	11
1-4-1-2-Pâturage	13
1-4-1-3-Coupe sélective du bois.....	14
1-4-1-4-Changement d'utilisation des terres	14
1-4-1-5-Synergie des différents facteurs de perturbation	16
1-4-2- Influence des facteurs naturels sur la séquestration et les stocks du carbone.....	17
1-4-2-1-Climat	17
1-4-2-2- Nature du sol	17
1-5-Conclusion partielle.....	18
Chapitre II : SITES d'étude et dispositifs expérimentaux	20
2-1-Introduction	20
2-2-Sites d'étude	20
2-2-1-Climat	21
2-2-2-Relief et sols	22
2-2-3-végétation	23
2-2-4-Activités socio-économiques autour des deux forêts.....	24
2-3-Dispositifs expérimentaux	25
2-3-1-Sites expérimentaux de Tiogo et de Laba	25
2-3-2-Site sentinelle	30
Chapitre III: Effets des perturbations anthropiques sur l'infiltration de l'eau et le carbone organique du sol.....	32
3-1-Introduction	32

3-2-Effets cumulés de vingt (20) ans de pratique de feux précoce, pâturage et de coupe sélective de bois sur l'infiltration de l'eau	33
3-2-1-Matériels et Méthodes.....	33
3-2-1-1-Mesure de l'infiltration	33
3-2-1-2-Analyses des données.....	34
3-2-2-Résultats.....	35
3-2-2-1-Principaux effets des traitements sur le taux d'infiltration et l'infiltration cumulée	35
3-2-2-2-Effets combinés des traitements sur le taux d'infiltration et l'infiltration cumulée	37
3-2-3-Discussion	40
3-3-Influence de 20 ans de pratiques de feu précoce et du pâturage sur le carbone organique du sol.....	43
3-3-1-Méthodologie	43
3-3-2-Résultats.....	46
3-3-3-Discussions	50
3-4- Influence des changements d'utilisation des terres sur le carbone organique et l'azote du sol	51
3-4-1-Méthodologie	52
3-4-2-Résultats.....	55
3-4-3-Discussion	56
3-5-Conclusion partielle.....	57
Chapitre 4 : EFFETS des perturbations à long terme sur la biomasse ligneuse souterraine et aérienne	59
4-1-Introduction	59
4-2-Effets cumulés de 20ansdepâturage du bétail, feu précoce et de coupe sélective des arbressurla biomasse souterraine	59
4-2-1-Méthodologie	60
4-2-1-1-Mesures de la biomasse racinaire	60
4-2-1-3-Analyses des données.....	63
4-2-2-Résultats.....	64
4-2-2-1-Site de Tiogo	64
4-2-2-2-Site de Laba	69
4-2-2-3-Synthèse des résultats sur les influences des perturbations dans les deux sites	73
4-2-3-Discussion	75
4-3-Influence de 20 ans de perturbation (Pâturage, feu précoce et coupe sélective) sur la biomasse aérienne dans les écosystèmes de savane boisée.....	78
4-3-1- Matérielset méthodes.....	78
4-3-1-1-Mesure de la biomasse.....	78
4-3-1-3-Calcul de la biomasse.....	80
4-3-1-4-Analyses des données.....	81
4-3-2-Résultats.....	81
4-3-2-1-Site de Laba	82

4-3-2-2-Site de Tiogo	86
4-3-2-3-Synthèses des résultats pour les deux sites	87
4-3-3-Discussion	88
4-4-Conclusion partielle.....	90
Chapitre V : partition de la biomasse et construction de modèle pour leur prédiction chez quelques espèces ligneuses des écosystèmes naturels et parcs agroforestiers	91
5-1-Introduction	91
5-2-Evaluation de la biomasse de quelques espèces principales dans les formations naturelles	92
5-2-1-Méthodologie	92
5-2-1-1-Evaluation de la biomasse par espèce dans les formations naturelles.....	92
5-2-1-2- Analyses des données et construction des équations allométriques	96
5-2-2-Résultats.....	98
5-2-3-Discussion	103
5-3-estimation de la biomasse aérienne et souterraine de <i>Vitellaria paradoxa</i> C.F. GAERTN. dans les parcs agroforestiers	105
5-3-1- Matériels et méthodes.....	107
5-3-2- Résultats.....	113
5-3-2-1- Equations allométriques.....	113
5-3-2-2- Fractionnement de la biomasse aérienne et souterraine.....	115
5-3-2-3- Fiabilité de la prédiction de la mesure de la biomasse de <i>V. paradoxa</i> avec les équations construites avec les données de la mesure indirecte	120
5-3-3- Discussion	122
5-3-3-1-Effet de la localisation des champs sur la biomasse	122
5-3-3-2-Pertinence des équations élaborées dans la prédiction de la biomasse.....	122
5-4-Conclusion partielle.....	124
Chapitre VI : ÉVALUATION de la séquestration du carbone et la valeur sociale associée dans les écosystèmes soudanais au Burkina Faso	125
6-1-Introduction	126
6-2-Matériels et méthodes.....	127
6-2-1-Estimation du stock de carbone et leur valeurs sociales	127
6-2-2-Description des données	129
6-3-Résultats.....	133
6-3-1-Carbone total	133
6-3-2-Carbone total dans la zone protégée	135
6-3-3-Stock total de carbone dans la zone non protégée	136
6-3-4-Séquestration et émissions annuelles du carbone entre 1986 et 2013.....	136
6-3-5-Séquestration et émission du carbone dans les zones protégées et non protégées ..	138
6-3-6-La valeur économique de la production du carbone entre 1986 et 2013	139
6-3-7-Prévision du stock de carbone dans les différents scénarii	140
6-4-Discussion	147

6-4-1- Séquestration du carbone : quelle option de gestion des terres ?	147
6-4-2- Valeur sociale de la séquestration du carbone.....	149
6-5-Conclusion partielle.....	150
VII-Conclusion Générale et Recommandations	152
VIII- Références	156
ANNEXES.....	179

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Cadre logique de l'évaluation du carbone dans les écosystèmes	8
Figure 2: Cadre conceptuel simplifié des effets des facteurs de perturbations écologiques et leurs interactions sur la séquestration et accumulation du carbone ainsi que sur les revenus et la sécurité alimentaire des populations	11
Figure 3: Localisation des sites expérimentaux dans les forêts classées (FC) de Laba et Tiogo.....	21
Figure 4: Pluviosité annuelle et nombre de jours de pluie des forêts classées de Laba et de Tiogo de 1992 à 2014, au Burkina Faso en Afrique de l'ouest.	22
Figure 5: Dispositifs expérimentaux sur les sites de Laba et de Tiogo au Burkina Faso en Afrique de l'ouest.....	26
Figure 6: Cadre du plan d'échantillonnage hiérarchique à Tiogo basé sur la méthode de la surveillance de la dégradation des terres(LDSF).....	31
Figure 7: Variation des taux d'infiltrations en fonction des traitements, 20 ans après leurs applications dans les sites de Tiogo et Laba.	36
Figure 8: Variation de l'infiltration cumulée en fonction des traitements, 20 ans après leurs applications sur les sites de Laba et Tiogo.	37
Figure 9 : Evolutions des taux d'infiltration au cours de la période de mesure à Laba (sol, limoneux-sableux peu profonde) et Tiogo (sols argilo-limoneux profonds) dans la savane arborée soudanienne.....	38
Figure 10: Infiltration cumulée en fonction du temps (minutes) à Laba (sols limoneux-sableux peu profonds) et Tiogo (sols argilo-limoneux profonds)	40
Figure 11: Disposition des sous parcelles où les échantillons de sol ont été prélevés dans chaque parcelle dans les sites de Laba et de Tiogo, au Burkina Faso.	44
Figure 12: Distribution des grappes et des parcelles par type d'utilisation des terres sur le site sentinelle de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	53
Figure 13 : Variations des effets des traitements sur la biomasse des racines fines (Rf) ($\varnothing < 2$ mm) après 20 ans d'application entre parcelles pâturées et pâturées, feu précoce et sans feu, Coupe sélective et sans coupe dans des sols à texture argileuse à Tiogo.....	65
Figure 14 : Variation des effets cumulés du pâturage, coupe sélective du bois et le feu précoce sur la biomasse des racines fines ($\varnothing < 2$ mm) (Rf) sur des sols argileux à Tiogo	66
Figure 15: Variations des effets des traitements sur la biomasse des grosses racines (Gr) après 20 ans d'application entre parcelles pâturées et pâturées, feu précoce et sans feu, coupe sélective et sans coupe dans des sols à texture argileuse Tiogo.....	67
Figure 16 : Variations des effets des traitements sur la biomasse totale des racines (RT) après 20 ans d'application entre Parcelles pâturées et pâturées, feu précoce et sans feu, coupe sélective et sans coupe dans des sols à texture argileuse à Tiogo	68
Figure 17 : Variations des effets des traitements sur la biomasse des racines fines (Rf) ($\varnothing < 2$ mm) après 20 ans d'application entre parcelles pâturées et pâturées, feu précoce et sans feu, coupe sélective et sans coupe dans des sols à texture grossière à Laba	70
Figure 18 : Variations des effets cumulés du pâturage, coupe sélective du bois et le feu précoce sur la biomasse des racines fines ($\varnothing < 2$ mm) sur des sols sablonneux à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	71

- Figure 19** :Variations des effets des traitements sur la biomasse des grosses racines (Gr) ($\varnothing < 2$ mm) après 20 ans d'application entre Parcelles pâturées et pâturées, Feu précoce et sans feu, Coupe sélective et sans coupe dans des sols à texture grossière à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....72
- Figure 20** : Variations des effets des traitements sur la biomasse totale des racines (RT) après 20 ans d'application entre parcelles pâturées et pâturées, feu précoce et sans feu, coupe sélective et sans coupe dans des sols à texture grossière à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....73
- Figure 21**:Variations de la biomasse des racines fines (Rf), grosses racines (Gr) et de toutes les racines(Racines fines + grosses racines) (RT) entre les sites de Laba et de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....74
- Figure 22** : Effets cumulés du pâturage, de la coupe sélective du bois et du feu précoce sur la biomasse totale des racines des savanes boisées à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....75
- Figure 23**: Evolution de la biomasse totale des parcelles soumises au *pâturage, feu précoce et coupe sélective du bois* dans les sites de Laba et Tiogo83
- Figure 24** :Evolution de la productivité en biomasse annuelle des parcelles soumises au *pâturage, feu précoce et coupe sélective du bois* dans les sites de Laba et Tiogo.....85
- Figure 25** : Evolution entre 1992 et 2012 de la biomasse dans les sites de Laba et de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....88
- Figure 26** : Les meilleures équations de prédiction de la biomasse racinaire (BR) sur la base de la circonférence à 0,2m de hauteur à partir du niveau du sol (C0.2), la circonférence de 1,3m du niveau du sol (C1.3) et la hauteur (H) des espèces à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....100
- Figure 27** :Comparaison des équations faites sur la base de la biomasse mesurée et quelques équations génériques appliquées à 4 espèces des forêts de Tiogo et Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.102
- Figure 28** : Erreurs moyennes (%) par espèce suivant trois classes de diamètre pour les meilleures équations de cette étude.....102
- Figure 29**:Distributions des arbres étudiés dans le parc agroforestiers de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....107
- Figure 30**: Ratio biomasse souterraine sur biomasse aérienne (BS:BA) pour les arbres de *Vitellaria paradoxa* appartenant à différentes classe de diamètre à 1,3m ($D_{1,3}$) à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest119
- Figure 31**: Equations de prédiction de la biomasse racinaire (BR), Biomasse aérienne (BA), Biomasse racinaire (BR) et la souche sur la base du diamètre à 1,3 m de hauteur à partir du niveau du sol ($D_{1,3}$) de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....121
- Figure 32**: Erreurs moyennes (%) suivant les quatre classes de diamètre pour les équations construites avec l'échantillon A (Modèle A) et celles construites avec l'échantillon B (Modèle B) de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest121
- Figure 33**: Carte de la zone de l'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.127
- Figure 34**: Dynamique de la végétation de la zone d'étude (a) 1986 et (b) 2013 au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....132
- Figure 35**: Répartition spatiale du stock de carbone total (Mg par grille de la cellule) (a) pour 1986 et (b) 2013 au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.135

Figure 36: Carte de la dynamique de carbone entre 1986 et 2013 illustrant les zones où des séquestrations et des émissions se sont produites ainsi que les zones qui sont restées en équilibre dans la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	137
Figure 37: La valeur sociale de la séquestration du carbone et du coût social des émissions de carbone entre 1986 et 2013 par grille dans la zone d'étude	140
Figure 38 : Stock total de carbone, statut et valeurs de la séquestration et coûts des émissions dans le cas d'une augmentation de 30% du nombre d'arbres dans la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	142
Figure 39: Stock total de carbone, statut et valeurs de la séquestration et coûts des émissions dans le cas d'une augmentation de 50% du nombre d'arbres dans la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	143
Figure 40: Stock total de carbone, statut et valeurs de la séquestration et coûts des émissions dans le cas d'une augmentation de 70% du nombre d'arbres dans la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	144
Figure 41: Ecart des indicateurs par rapport à l'état actuel de référence sous 3 différents scénarii.....	146

LISTE DESTABLEAUX

Tableau 1: Traitements sylvicoles et leurs combinaisons dans les dispositifs de Laba et de Tiogo au Burkina Faso en Afrique de l'ouest	28
Tableau 2: Moyennes marginales estimées avec les écarts types (moyenne $\pm$ ET) et intervalles de confiance des taux d'infiltration et infiltration cumulée sur deux sites Laba et Tiogo au Burkina Faso (Afrique de l'Ouest)	36
Tableau 3: Moyennes marginales estimées avec écarts types (moyenne $\pm$ SD) et intervalles de confiance des taux d'infiltration et infiltration cumulée sur les sites de Laba et de Tiogo au Burkina Faso (Afrique de l'Ouest)	39
Tableau 4: Résultats de l'analyse de variance (ANOVA) des variables Concentration en carbone et Stock de carbone sous l'effet du pâturage, feu précoce et leurs effets cumulés. .	46
Tableau 5 : Concentrations de COS et leurs variations dues aux traitements <i>feu précoce</i> , <i>pâturage</i> et leurs interactions suivant deux niveaux de profondeur (0-20 et 20- 50 cm) sur le site de Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	47
Tableau 6: Stocks de carbone et leurs variations dues aux traitements <i>feu précoce</i> , <i>pâturage</i> et leurs effets cumulés suivant deux niveaux de profondeur (0-20 et 20- 50 cm) sur le site de Laba (sols grossiers) au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	48
Tableau 7: Concentrations de COS et leurs variations dues aux traitements <i>feu précoce</i> , <i>pâturage</i> et leurs interactions suivant deux niveaux de profondeur (0-20 et 20- 50 cm) sur le site de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	48
Tableau 8 : Stocks de carbone et leurs variations dues aux traitements <i>feu précoce</i> , <i>pâturage</i> et leurs interactions suivant deux niveaux de profondeur (0-20 et 20- 50 cm) sur le site de Tiogo (sols fins) au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	49
Tableau 9: Nombre d'échantillons par traitement et densité de la végétation ligneuse dans les parcelles étudiées à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	54
Tableau 10: Stocks de Carbone organique du sol (COS), de l'azote (N) et du ratio C:N et leurs intervalles de confiance (CI) pour quatre différents types d'utilisation des terres.	55
Tableau 11 : Résultats des analyses statistiques sur les effets des différents facteurs (profondeur du sol, pâturage, feu précoce et coupe sélective du bois) et leurs interactions sur la biomasse des grosses racines, racines fines et de la totalité des racines à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	64
Tableau 12: Résultats des analyses statistiques sur les effets des différents facteurs (profondeur du sol, pâturage, feu précoce et coupe sélective du bois) et leurs interactions sur la biomasse des grosses racines, racines fines et de la totalité des racines à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	69
Tableau 13: Résultats de l'analyse de variance (ANOVA) des variables densité de souche, biomasse totale et incrément annuel sous l'effet du <i>temps</i> (A), le <i>pâturage</i> (P), le <i>feu précoce</i> (F), la <i>coupe sélective du bois</i> (C) et leurs interactions dans le site de Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	82
Tableau 14 : Moyennes et leurs intervalles de confiance (IC) de la Biomasse totale ($t\ ha^{-1}$) sur pied (Biom), Biomasse accumulée ($t\ ha^{-1}$) entre 1992 et 2012 (Biom acc.), Incrément annuel (Icr) ($t\ ha^{-1}\ an^{-1}$) et le taux de croissance sur les 20 ans (Var.) (%) des parcelles soumises aux traitements <i>pâturage</i> (P), <i>feu précoce</i> (F), <i>coupe sélective de bois</i> (C) et leurs interactions (+) dans le site de Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	85
Tableau 15: Résultats de l'analyse de variance (ANOVA) des variables densité de souche, biomasse totale et incrément annuel sous l'effet du <i>temps</i> (A), le <i>pâturage</i> (P), le <i>feu précoce</i>	

(F), la coupe sélective du bois (C) et leurs interactions dans le site de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	86
Tableau 16 :Moyennes et leurs intervalles de confiance (IC) de la biomasse totale sur pied (Biom), biomasse accumulée entre 1992 et 2012 (Biom acc.), incrément annuel (Icr) sur les 20 ans (Var.) des parcelles soumises aux traitements <i>pâturage</i> (P), <i>feu précoce</i> (F), <i>coupe sélective de bois</i> (C) et leurs interactions (+) sur le site de Tiogo	87
Tableau 17 : Caractéristiques dendrométriques des arbres étudiés à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest:	93
Tableau 18 : Equations allométriques pour la biomasse racinaire (BR)(kg) à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	98
Tableau 19 : Moyennes et intervalles de confiance à 95% (IC 95%) de la biomasse racinaire (BR), la biomasse aérienne (BA) et ratio BR:BA des espèces d'arbres échantillonnés à Tiogo et à Laba.....	101
Tableau 20 :Caractéristiques de l'échantillon d'arbres utilisés pour l'étude de la biomasse aérienne et souterraine de <i>Vitellaria paradoxa</i> à Tiogo.....	109
Tableau 21 : Equations allométriques pour les différents compartiments de <i>Vitellaria paradoxa</i> à Tiogo.....	114
Tableau 22 :Equations allométriques pour les agrégats de biomasse de <i>Vitellaria paradoxa</i> à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	115
Tableau 23 : Biomasse sèche des différentes composantes par classe de diamètre de <i>Vitellaria paradoxa</i> à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	117
Tableau 24 : Biomasse sèche des différentes composantes et leurs proportions par rapport à la biomasse aérienne totale de <i>Vitellaria paradoxa</i> à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	117
Tableau 25 : Biomasse sèche à différentes distances d'une souche de <i>Vitellaria paradoxa</i> à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	118
Tableau 26 : Biomasse sèche des grands compartiments par classe de diamètre de <i>Vitellaria paradoxa</i> à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	118
Tableau 27 :Proportion de la biomasse souterraine dans différentes zones concentriques autour du tronc de <i>Vitellaria paradoxa</i> à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	119
Tableau 28 : Equations allométriques issues des données récoltées sur l'échantillon B de <i>Vitellaria paradoxa</i> à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.....	120
Tableau 29 : Stock de carbone par type de couverture végétale dans la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	131
Tableau 30 : Critères de classification des couvertures végétales.....	131
Tableau 31 : Description des scénarii de gestion des terres	133
Tableau 32 :Répartition des niveaux des stocks de carbone dans l'ensemble de la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest	134
Tableau 33 : Répartition des niveaux des stocks de carbone dans l'espace protégé (forêts classées) de la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	136
Tableau 34 : Répartition des niveaux des stocks de carbone dans l'espace non protégé (espace agricole) de la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	136
Tableau 35 :Écart des indicateurs par rapport à l'état de référence de 2013	145

LISTE DES PHOTOS

Photo 1: Physionomie de la végétation dans différentes parcelles d'étude à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	61
Photo 2: Procédure d'extraction des racines à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	62
Photo 3: Dispositif de lavage du sol pour la séparation des racines fines.	63
Photo 4: Mesures des variables dendrométriques de la végétation ligneuse à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	80
Photo 5: Image de l'excavation de la biomasse racinaire de <i>A. leiocarpa</i> , <i>D. microcarpum</i> , <i>P. thonningii</i> et <i>V. paradoxa</i> à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	96
Photo 6: Biomasse aérienne par compartiment de <i>Vitellaria paradoxa</i> à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	110
Photo 7: Echantillons de chaque compartiment de <i>Vitellaria paradoxa</i> séchés au laboratoire et collectés sur le site de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	111
Photo 8: Image de l'excavation complète de <i>Vitellaria paradoxa</i> dans un parc agroforestier de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	112
Photo 9: Mesure des diamètres à 1 m et 2 m du tronc pour l'estimation de la biomasse racinaire par zone concentrique 0-1 m, 1-2 m et >2 m autour d'un pied de <i>Vitellaria paradoxa</i> à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	112

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1: Articles et manuscrits émanant de cette thèse.	i
Annexe 2 : Images de la préparation (A & B) et appareils d'analyse du sol (C) au laboratoire du centre International de Recherches en Agroforesterie (ICRAF) à Nairobi au Kenya.	ii
Annexe 3 : Analyse de variances des effets du pâturage, du feu précoce et leurs interactions sur la concentration du carbone (g kg^{-1}) sur deux profondeurs de sol.	ii
Annexe 4: Analyse de variances des effets du pâturage, du feu précoce et leurs interactions sur le stock du carbone (t C ha^{-1}) sur deux profondeurs de sol.	iii
Annexe 5: Biomasse accumulée, incrément annuel et le taux d'accroissement de la biomasse aérienne sur des parcelles brûlées et non brûlées, pâturées et non pâturées et coupées et non coupées sur les sites de Laba et Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.	iii
Annexe 6 : Moyennes marginales estimées (Moy.) de la biomasse des grosses racines (Gr), racines fines (Rf) et biomasse totale des racines dans des parcelles soumises aux pâturage, feu précoce et la coupe sélective du bois dans le site de Laba.	iv
Annexe 7 : Moyennes marginales estimées et intervalles de confiances (IC) de la biomasse des grosses racines (Gr), racines fines (Rf) et biomasse totale des racines dans des parcelles soumises aux pâturage, feu précoce et la coupe sélective.	v
Annexe 8 : Liste des espèces ligneuses recensées dans les dispositifs de Laba et Tiogo.	vi
Annexe 9: Fiche d'inventaire des ligneux.	viii
Annexe 10: Fiche d'évaluation de la biomasse aérienne et souterraine.	ix

SIGLES ET ABREVIATIONS

ANOVA= Analyses de variance

C= Carbone

CCNUCC= Convention Cadre des Nation Unies sur les Changements Climatiques

CIRAD =Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement

CO₂= Dioxyde de carbone

COS= Carbone Organique du Sol

DPF= Département Productions Forestières

FAO= Fond mondial pour l'Agriculture

FIF= Fond d'Investissement Forestier

GES = Gaz à Effet de Serre

GIEC = Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

GLM= General Linear Model

IDR= Institut du Développement Rural

ICRAF= World Agroforestry Center

INERA= Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles

IRBET= Institut de Recherche en Biologie et Ecologie Tropicale

MDP= Mécanisme de Développement Propre

NIRS= Near-infrared spectroscopy

OCDE=Organisation de Coopération et de Développement Economiques

PIF= Programme d'Investissement Forestier

PNUD= Programme des Nations Unies pour le Développement

PPB= Production Primaire Brute

PPN= Production Primaire Nette

PSE= Paiements pour Services Environnementaux

REDD= Réduction des Émissions liées à la Déforestation et la Dégradation de la forêt

SCADD= Stratégie de Croissance Accélérée et de Développement Durable

UPB= Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso

INTRODUCTION GENERALE

Le changement climatique constitue l'une des problématiques d'actualité mondiale par ses différentes formes de manifestation à l'échelle du globe telles l'augmentation de la température moyenne de l'atmosphère et celle des océans, l'élévation du niveau moyen de la mer et l'accentuation de la variabilité du climat (GIEC, 2007). Ces phénomènes accentués par d'autres facteurs principalement anthropiques, tels l'explosion démographique et la mise en place de politiques agricoles inappropriées dans plusieurs pays, ont conduit à une dégradation des écosystèmes dans le monde qui menace la survie de 1,6 milliard de personnes qui en dépendent (GIEC, 2002, 2007).

En Afrique sub-saharienne, la variabilité du climat a occasionné la baisse de la productivité des écosystèmes agricoles et forestiers. Cette tendance peut s'aggraver et accentuer les problèmes de sécurité alimentaire (GIEC, 2002) particulièrement dans les pays sahéliens de l'Afrique de l'Ouest, où les stratégies inadéquates individuelles de lutte entraînent un accroissement de la pauvreté (McCarthy *et al.*, 2001). En effet, plusieurs études ont montré que les populations agrosylvopastorales dans les zones sèches d'Afrique connaissent une pauvreté généralisée (Little *et al.*, 2008). Les productions et revenus provenant des pratiques traditionnelles d'élevage et d'agriculture, comme moyen de subsistance, deviennent de plus en plus précaires. Par conséquent, la diversification des moyens de production et sources de revenus devient alors une option incontournable.

Les Paiements pour Services Environnementaux (PSE) promus principalement par la Banque Mondiale et le PNUD, sont apparus dans les années 1990. Les mécanismes PSE constituent de nouveaux instruments de conservation et de développement. Ils sont proposés comme une option potentielle d'amélioration des moyens de subsistance des populations, et sont censés être une alternative aux politiques traditionnelles fondées sur l'intervention de l'État (normes, lois, impôts, subventions, etc.), souvent réputées inefficaces et déconnectées des questions locales (OCDE, 2010). Parmi les mécanismes de PSE, celui proposé pour la Réduction des Émissions liées à la Déforestation et la Dégradation de la forêt (REDD) suscite l'intérêt de nombreux acteurs dans les pays du Sud comme dans ceux du Nord, compte tenu de sa flexibilité. Toutefois, quelque soit le mécanisme, les

données sur les stocks de carbone et leur dynamique sont requises. Ces stocks varient en fonction des différents types d'utilisation des terres.

La végétation et les sols forestiers emmagasinent environ 60% du carbone terrestre total (Andriamihaja *et al.*, 2011). La gestion des forêts revient d'une certaine manière à la manipulation des stocks de carbone, soit pour des raisons de séquestration du carbone, soit pour d'autres besoins liés à l'utilisation de la biomasse (Jain *et al.*, 2008). Le principe de la Réduction des Émissions liées à la Déforestation et la Dégradation de la forêt (REDD) repose sur l'idée que «les pays désireux et aptes à réduire les émissions liées à la déforestation devraient être dédommagés financièrement pour compenser les actions qu'ils mènent en ce sens» (Parker *et al.*, 2009; Randrianarison, 2010). La vente de services éco-systémiques pourrait ainsi être le nouveau levier financier pour à la fois conserver l'environnement, tout en augmentant les rendements agricoles et engendrer des bénéfices pour les paysans (Andrieu *et al.*, 2011; Randrianarison, 2010).

Cependant comme le mentionne l'article 3.3 du protocole de Kyoto, les projets REDD, dits de «déforestation évitée», posent cependant problème quant à la capacité de chaque pays à quantifier et suivre les quantités de gaz à effet de serre (GES) réellement séquestrées dans les écosystèmes forestiers. Ce principe est le facteur clef conditionnant la mise en place opérationnelle de la REDD (Grinand, 2010). Dans le contexte REDD, la forêt est considérée comme un stock de carbone composé de cinq compartiments dont les deux principaux sont la biomasse aérienne et celle du sol (Grinand, 2010). La dégradation des écosystèmes tropicaux est reconnue être l'une des principales sources de dioxyde de carbone (CO₂) avec des effets néfastes au niveau global (Houghton *et al.*, 1999; Fearnside, 2000; Ciais *et al.*, 2011). Les causes de la dégradation des forêts tropicales sont naturelles, telles que les grands feux des forêts à grande échelle, les ravageurs et les pathologies, et les facteurs tels que la coupe de bois de feu, le surpâturage, les feux de brousse et la conversion des terres forestières à l'agriculture (Houghton, 2004; Ciais *et al.*, 2011). Cependant, des données disponibles de quelques études de cas menées principalement au Sahel, montrent que les gains de séquestration pourraient être significatifs (Conant & Paustian, 2002; Batjes, 2004; Woomer *et al.*, 2004).

La capacité qu'a la zone soudanienne à stocker et à séquestrer un niveau substantiel de carbone a attiré un certain nombre de programmes de soutien à la déforestation et la réduction des émissions de carbone, tels que le Programme

d'Investissement Forestier (PIF). Le PIF supporte les pays en développement dans leurs efforts tendant à réduire la déforestation et la dégradation des forêts (REDD) et favorise la gestion durable des forêts visant à protéger les puits de carbone et donc la réduction des émissions. Pour accéder à ces mécanismes, chaque pays doit signer un certain nombre d'engagements internationaux.

Le Burkina Faso a ratifié la convention cadre des nations unies sur les changements climatiques (CCNUCC) le 02 septembre 1993 et le protocole de Kyoto le 31 mars 2005. Dans ce cadre, il peut accéder aux mécanismes de PES tels la REDD, MDP etc. Cela est d'autant important que la gestion de l'environnement est un point central de la Stratégie de Croissance Accélérée et de Développement Durable(SCADD) qui dans son axe 4 considère la gestion optimale et la mobilisation des ressources naturelles comme gage de développement agricole et de maîtrise de sa production. Le pays est parmi les dix pays ayant bénéficié du Fond d'investissement forestier(FIF) qui supporte les pays en développement dans leurs efforts tendant à réduire la déforestation et la dégradation des forêts. Il favorise la gestion durable des forêts, vise à protéger les puits de carbone et donc la réduction des émissions.

Quel que soit le mécanisme que les investisseurs choisiraient pour la valorisation des crédits de carbone, ils ont besoin de renseignements de base sur la disponibilité de carbone échangeable. Ces données constituent des informations de base pour les praticiens intéressés à investir dans les projets de séquestration (Lipper *et al.*, 2010; Luedeling and Neufeldt, 2012). Toutefois, malgré quelques études de carbone à long terme sur les terres arides d'Afrique, il y a un manque d'information sur les pools de carbone et leur dynamique (Ciais *et al.*, 2011). Dans une certaine mesure, le manque de ces informations pour les terres arides et semi-aride africaines explique le nombre limité de projets de séquestration dans ces zones(Perez *et al.*, 2007).Ce contexte exige donc que le Burkina Faso examine les options optimales possibles pour séquestrer le carbone et élaborer des méthodes fiables de mesures et de suivi des stocks.

Pour le cas particulier du Burkina Faso, des efforts ont été faits depuis deux décennies dans la capitalisation des études sur le fonctionnement de nos écosystèmes avec la prise en compte des influences comme les différentes perturbations (feu, pâturage et coupe sélective du bois) (Nygård et Elfving, 2000; Schelin *et al.*, 2004; Savadogo et Elfving, 2007; Savadogo *et al.*, 2007a; Zida *et al.*,

2007;Dayamba *et al.*, 2008; Jean *et al.*, 2008;Traoré et Lepage, 2008; Zida *et al.*, 2008a; Savadogo *et al.* 2009; Sawadogo, 2009;Dayamba *et al.*, 2010; Sawadogo *et al.*, 2010; Dayamba *et al.*, 2011a; Fischer *et al.*, 2011). Malgré ces efforts, la quantification du carbone et les méthodes y relatives ont été faiblement abordées (Bayala *et al.*, 2006; Hien *et al.*, 2006; Sawadogo *et al.*, 2010a) et les publications sur l'impact des différentes perturbations sur la séquestration et les stocks du carbone sont quasiment inexistantes.

Il ya des limites et des contraintes importantes liées aux estimations actuelles de carbone (C) stocké dans les écosystèmes de savane, en particulier lié au manque et/ou incertitudes des estimations en raison de problèmes méthodologiques (Vägen *et al.*, 2005). En outre, les biomes de savane sont soumis à d'autres perturbations comme le défrichement des terres pour l'agriculture, qui posent des défis supplémentaires dans la quantification de la dynamique du carbone (FAO, 2004b; Ponce-Hernandez *et al.*, 2004). Pour une évaluation efficace, il est nécessaire d'estimer le C séquestré dans les divers écosystèmes forestiers (Brown, 2002; Fehrmann and Kleinn, 2006). De ce qui précède, les questions suivantes se posent : Quel est le niveau du stock de carbone et d'azote du sol des écosystèmes d'une part quand ils sont soumis aux perturbations écologiques (*feu précoce, pâturage et coupe sélective*) utilisées comme mode de gestion et d'autre part lorsqu'il ya changement d'utilisation des terres ? Quels est l'état et la dynamique des stocks de la biomasse souterraine et aérienne de la végétation dans les écosystèmes soumis aux modes d'aménagement (*feu précoce, pâturage et coupe sélective*) et dans l'optique de participation aux mécanismes de financement, est ce que le niveau de séquestration carbone de nos écosystèmes peut générer des revenus supplémentaires pour les populations ?

Objectif général

L'objectif principal des travaux de cette thèse est de déterminer au niveau parcelle et au niveau du paysage, les stocks de carbone et le niveau de séquestration du carbone dans les écosystèmes soumis aux perturbations écologiques (agriculture, feu, pâturage et coupe sélective du bois).

Objectifs spécifiques

(I) Déterminer l'effet de l'utilisation des terres sur les propriétés physico-chimiques du sol;

- (ii) Déterminer au niveau parcelle, la biomasse racinaire et la dynamique de la biomasse aérienne des écosystèmes soumis aux feux, pâturage et coupe sélective;
- (iii) Evaluer le fractionnement de la biomasse dans les différents compartiments de l'arbre et élaborer des équations allométriques pour la prédiction de la biomasse souterraine et aérienne de quelques espèces forestières et ;
- (iv) Déterminer au niveau du paysage, le stock, la séquestration et la valeur des coûts sociaux du carbone séquestré.

Les hypothèses que nous émettons dans le cadre de cette étude sont les suivantes :

1. Les perturbations écologiques d'origine anthropiques influencent négativement l'accumulation de la biomasse ligneuse des écosystèmes agro-sylvo-pastaux.
2. Les perturbations écologiques d'origine anthropiques sont les causes de variation de la séquestration et du stockage du carbone dans les sols des écosystèmes.
3. La valorisation du carbone séquestré dans les écosystèmes agro-sylvo-pastoraux de savane peut contribuer à améliorer les revenus des populations qui en dépendent.

La présente thèse s'articule en 6 chapitres : Le **chapitre 1** revisite la littérature sur les principes de séquestration du carbone et l'influence des perturbations (feu précoce, pâturage, coupe sélective de bois et l'agriculture) sur les stocks de carbone; **le chapitre 2** présente les sites d'étude (Laba et Tiogo) et les différents dispositifs expérimentaux; le **chapitre 3** évalue l'impact à long terme des perturbations écologiques sur l'infiltration de l'eau dans les deux sites expérimentaux (Laba et Tiogo). Il fait également le point de l'influence à long terme des pratiques de feux précoces et du pâturage ainsi que de l'agriculture sur les stocks de carbone du sol; le **chapitre 4** examine l'influence des perturbations écologiques sur les biomasses racinaires et aériennes ; **le chapitre 5** rapporte la répartition de la biomasse dans les différents compartiments (aérienne et souterraine) de quelques espèces ligneuses de savane. De même, des équations allométriques ont été élaborées pour la prédiction de leur biomasse. Le **chapitre 6** fait l'évaluation du stock de carbone et les valeurs économiques y relatives au niveau du paysage. Le document se termine par une conclusion générale qui fait un état des principaux résultats, présente nos recommandations et émet des perspectives de recherche.

**CHAPITRE I : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE SUR L'INFLUENCE DES
PERTURBATIONS ECOLOGIQUES SUR LE STOCK ET LA
SEQUESTRATION DU CARBONE**

1-1-INTRODUCTION

Le changement climatique constitue l'une des problématiques qui alimente le plus les débats dans le milieu scientifique ces dernières décennies. Aux niveaux national et sous régional, des études et actions ont été entreprises pour mieux comprendre cette problématique et dégager des pistes de réponses en matière d'atténuation et d'adaptation (AGRHYMET, 2009). Il existe donc une masse critique d'informations scientifiques sur la question même si de nombreuses zones d'ombre existent toujours. Dans le cadre de cette thèse, un état des connaissances s'est avéré nécessaire. L'objectif dans ce chapitre est de mettre en exergue les études antérieures relatives aux facteurs qui influencent l'état et la dynamique du carbone dans les écosystèmes agrosylvopastoraux. Spécifiquement nous avons (i) énoncé les principes de séquestration du carbone, (ii) ressorti l'évolution de la gestion forestière au Burkina Faso (iii) fait l'état de quelques travaux sur l'impact de quelques facteurs perturbateurs de l'état et des flux de carbone dans les écosystèmes.

1-2-PRINCIPE DE SEQUESTRATION DU CARBONE DANS LES ECOSYSTEMES CONTINENTAUX

La composition actuelle de l'atmosphère résulte d'un équilibre entre des processus biologiques comme la photosynthèse et la respiration ainsi que des processus physico-chimiques comme l'absorption du CO₂ par les eaux froides des océans sous-saturées en CO₂, et son rejet par les eaux chaudes sursaturées en CO₂ (Robert et Saugier, 2003). L'équilibre naturel qui a conduit à ces teneurs basses en CO₂ est actuellement modifié à l'échelle globale par les activités humaines qui rejettent des quantités croissantes de CO₂ en brûlant des combustibles fossiles (charbon, pétrole, gaz naturel) et le bois des forêts défrichées pour l'agriculture et le pâturage (Robert et Saugier, 2004; Ciais *et al.*, 2011). Un moyen de réduire les émissions nettes de carbone est d'augmenter le taux de carbone séquestré dans les écosystèmes terrestres, y compris dans les sols et la biomasse aérienne et souterraine des végétaux (Lipper *et al.*, 2010; B. Mohan Kumar and Nair, 2011).

La séquestration du carbone dans les écosystèmes terrestres implique le transfert du CO₂ atmosphérique et son stockage sécurisé à long terme dans des pools tels que la biomasse et le sol (Iversen *et al.*, 2014). Les pools de biomasses comprennent la biomasse aérienne (écorce, tronc, branches et feuilles), la biomasse souterraine (biomasse racinaire), la litière et le bois mort (Zianis, 2008; Polasky *et al.*, 2011). Le pool du sol se compose de la composante organique du sol (Ciais *et al.*,

2011). Il y a séquestration dans un écosystème, quand cet écosystème absorbe plus qu'il ne rejette du CO_2 dans l'atmosphère. La séquestration du carbone peut être faite en fixant plus de carbone dans les plantes par la photosynthèse, en augmentant la productivité de la biomasse végétale (biomasse par unité de surface), en réduisant la décomposition de la matière organique du sol, et en augmentant les superficies de terres couvertes par des « systèmes séquestrant » (Jacobs and Schloeder, 2002). En effet, lorsque de vastes zones de pâturages sont dans les conditions naturelles sans perturbation, Il ya un équilibre entre le niveau des entrées de carbone (racines, litière végétale, exsudats racinaires, dépôt d'animaux et transport du carbone sur les sites par ruissellement et la poussière) et les sorties de carbone (transport hors site par érosion éolienne et hydrique, décomposition, lixiviation, récolte, et enlèvement par les animaux).

Ainsi, les conditions de gestion qui contribuent à diminuer l'assimilation du carbone, se traduiront par une baisse des stocks du carbone. A l'inverse, quand les pratiques sont bénéfiques de telle sorte que les entrées excèdent les pertes c'est-à-dire lorsqu'il ya une diminution considérable de l'oxydation de la matière organique, les stocks de carbone peuvent augmenter. La baisse ou l'augmentation des entrées de carbone est causée par une baisse ou une augmentation de la production de biomasse aérienne et souterraine ainsi que le changement dans la quantité de résidus végétaux retournés au sol. Les principaux facteurs de variation des stocks de carbone des sols forestiers sont le climat, l'essence dominante, en lien avec le type d'humus, et les caractéristiques qualitatives (type pédogénétique) et quantitatives des sols (teneur en argile et profondeur du sol). Cependant, des perturbations d'origines anthropiques ou climatiques sont susceptibles d'entraîner à moyen terme la libération dans l'atmosphère d'importantes quantités des gaz à effet de serre (GES) dont le CO_2 .

L'assimilation de matière organique par une communauté végétale pendant un laps de temps donné (par exemple, une année), y compris la quantité dépensée par respiration, est appelée production primaire brute (PPB). La production brute moins la respiration, c'est-à-dire la formation de tissus et de substances de réserve pendant cette période, correspond à la production primaire nette (PPN), parfois simplement dénommée production primaire. Quand la production est mesurée en poids sec, cela comprend des sels minéraux intégrés aux produits de la photosynthèse (Njepang, 2010).

Mais notons que dans l'évaluation du carbone lié à la biomasse aérienne, les stocks nets de C globaux de biomasse liée aux plantes herbacées sont considérés comme stable sur la durée, et ne sont généralement pas prise en compte dans les stratégies de séquestration du carbone. En effet, les herbacées se décomposent et se régénèrent annuellement ou sur quelques années. En conséquence, les émissions dues à la décomposition sont contrebalancées par les absorptions dues à la repousse (GIEC, 2006).

Le principe de séquestration et les principaux pools d'accumulation du carbone au niveau des écosystèmes peuvent être synthétisés dans le schéma ci-dessous (Figure 1).

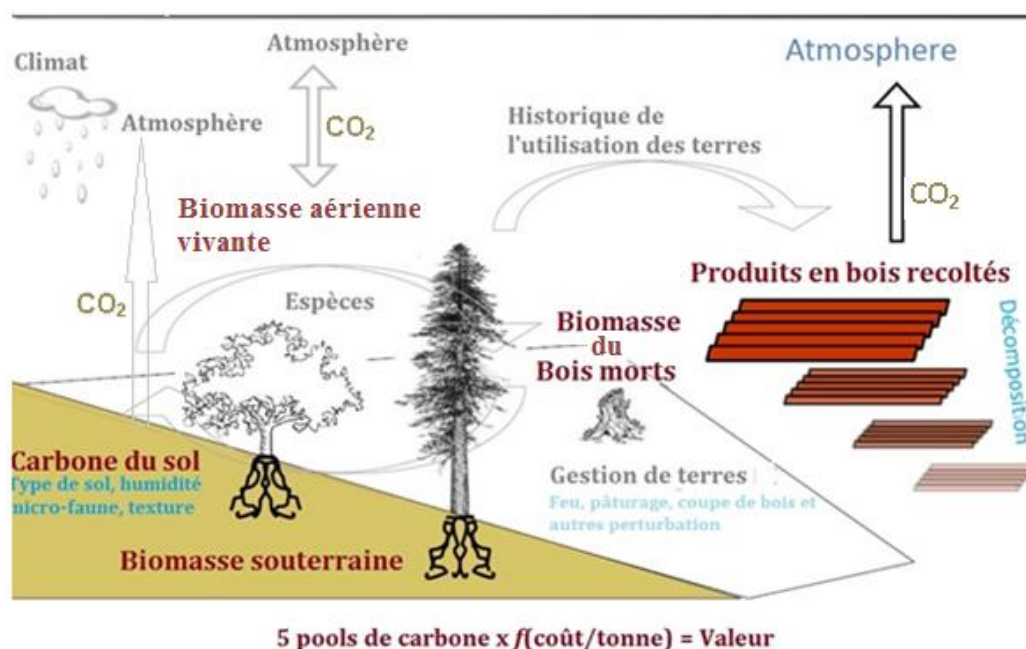


Figure 1: Cadre logique de l'évaluation du carbone dans les écosystèmes (Source: Satcie Wolney Natural Capital Project, 2014)

1-3-EVOLUTION DE LA GESTION DES ESPACES BOISES ET DYNAMIQUE DU CARBONE

La gestion moderne de forêts en Afrique de l'ouest remonte dans les années 30 durant la période coloniale (Kaboré, 2005). Cette politique a eu pour origine l'exposition universelle de Paris tenue en 1900, où l'inspecteur français des Eaux et Forêts Alphonse Mélaré interpelle la communauté internationale sur les problèmes liés à la diminution des ressources forestières. Le formidable développement de la consommation de bois, combiné à une forte croissance industrielle en Europe et en

Amérique du Nord, lui fait craindre une rapide pénurie : « On marche vers la disette. Le manque de bois d'œuvre devrait se faire connaître avant 50 ans » (Ribot, 2000). En France, un grand nombre d'auteurs reprennent son argumentaire. Aussi émettent-ils le vœu qu'un programme d'aménagement progressif des forêts coloniales soit rapidement mis en œuvre. On comprend donc qu'à cette époque, l'objectif premier pour le colon était la promotion des bois dit précieux, généralement confinés dans les forêts humides (Kaboré, 2005). Pendant longtemps donc, les formations forestières de zone sèche furent soumises à la protection intégrale (forêts classées et réserves de faune). Chercher à valoriser le potentiel forestier de ces formations n'était pas une priorité (Kaboré, 2005). Cette stratégie, dans bien des cas, consistait à protéger les arbres et les animaux qui s'y trouvent, contre l'exploitation des populations qui pourtant en dépendent.

Par conséquent, cela n'a pas permis d'adopter des politiques de conservation et de gestion prenant en compte les besoins et aspirations de la population environnante. Cette gestion est caractérisée par des ambiguïtés sur les droits de propriété sur la ressource, et s'est soldée par une gestion peu soucieuse de la protection de la ressource. En 1986, au Burkina Faso, on a assisté au démarrage effectif des premières activités de gestion participative des formations naturelles avec le projet « Aménagement et exploitation des forêts pour le ravitaillement de la ville de Ouagadougou en bois de feu » dénommé Projet PNUD/FAO/BKF/89/011 sur financement PNUD avec une implication de la FAO (Kabore, 2004; Sawadogo, 2009). L'aménagement forestier vise principalement la gestion durable des forêts. Il recherche un équilibre délicat entre la satisfaction de la demande humaine actuelle en produits forestiers divers, et la pérennisation des ressources forestières afin de garantir la satisfaction de la demande future en ces mêmes produits (Eba, 1994). Des prescriptions ont été élaborées pour la réalisation pratique d'un aménagement durable des formations naturelles sur le terrain (MEE, 1996; Sawadogo, 2009).

Ces prescriptions peuvent être résumées ainsi :

- Une coupe sélective de 50 % du volume de bois commercialisable avec 15-20 ans de rotation ;
- L'utilisation du feu précoce annuel sauf sur les parcelles nouvellement coupées ;
- La protection des parcelles exploitées du feu et du pâturage pendant 3 à 5 ans ;
- L'interdiction du pâturage dans les forêts classées non aménagées, les parcs nationaux et les ranchs de gibier ;

- L'enrichissement par semis direct et par plantation d'espèces locales dans les espaces exploitées et les zones dénudées.

Ces prescriptions étaient basées sur les résultats des dispositifs de coupe rase installés en 1983, des expériences personnelles des aménagistes et des considérations empiriques. De plus, elles ont été élaborées dans le cadre d'un aménagement à but de production de bois d'énergie exclusivement (Sawadogo, 2009). Pourtant, dans le contexte des changements climatiques, l'aménagement doit prendre en compte d'autres services écosystémiques notamment la séquestration du carbone. Il est alors indispensable de générer des données scientifiques pour compléter et affiner ces prescriptions pour un aménagement durable des formations naturelles au profit des populations (Sawadogo, 2009).

1-4- FACTEURS INFLUENÇANT LA SEQUESTRATION ET LES STOCKS DE CARBONE

1-4-1- PERTURBATIONS ET SEQUESTRATION DU CARBONE

Dans les écosystèmes de savane en Afrique, des perturbations telles que les feux de brousse, le pâturage et la coupe des arbres sont communes (Bellefontaine *et al.*, 2000; Sawadogo *et al.*, 2002a). Ces perturbations d'origine anthropique affectent le fonctionnement des ressources naturelles dont dépendent les populations locales (Figure 2), soit directement, soit indirectement, en fonction du moment, de l'intensité et de la fréquence de la perturbation (Sawadogo *et al.*, 2002a; Dayamba *et al.*, 2011a; Miesel *et al.*, 2011; Pereira *et al.*, 2011). Elles surviennent le plus souvent simultanément et leur ampleur et impact sur les ressources naturelles dépendent du type et la qualité de ces dernières. La compréhension de ces mécanismes sur l'accumulation du carbone dans les végétaux et le sol est donc un besoin fondamental afin d'optimiser la séquestration du carbone dans ces écosystèmes. La figure 2 présente de manière synthétique, l'influence des perturbations anthropiques sur les écosystèmes et les populations qui en dépendent.

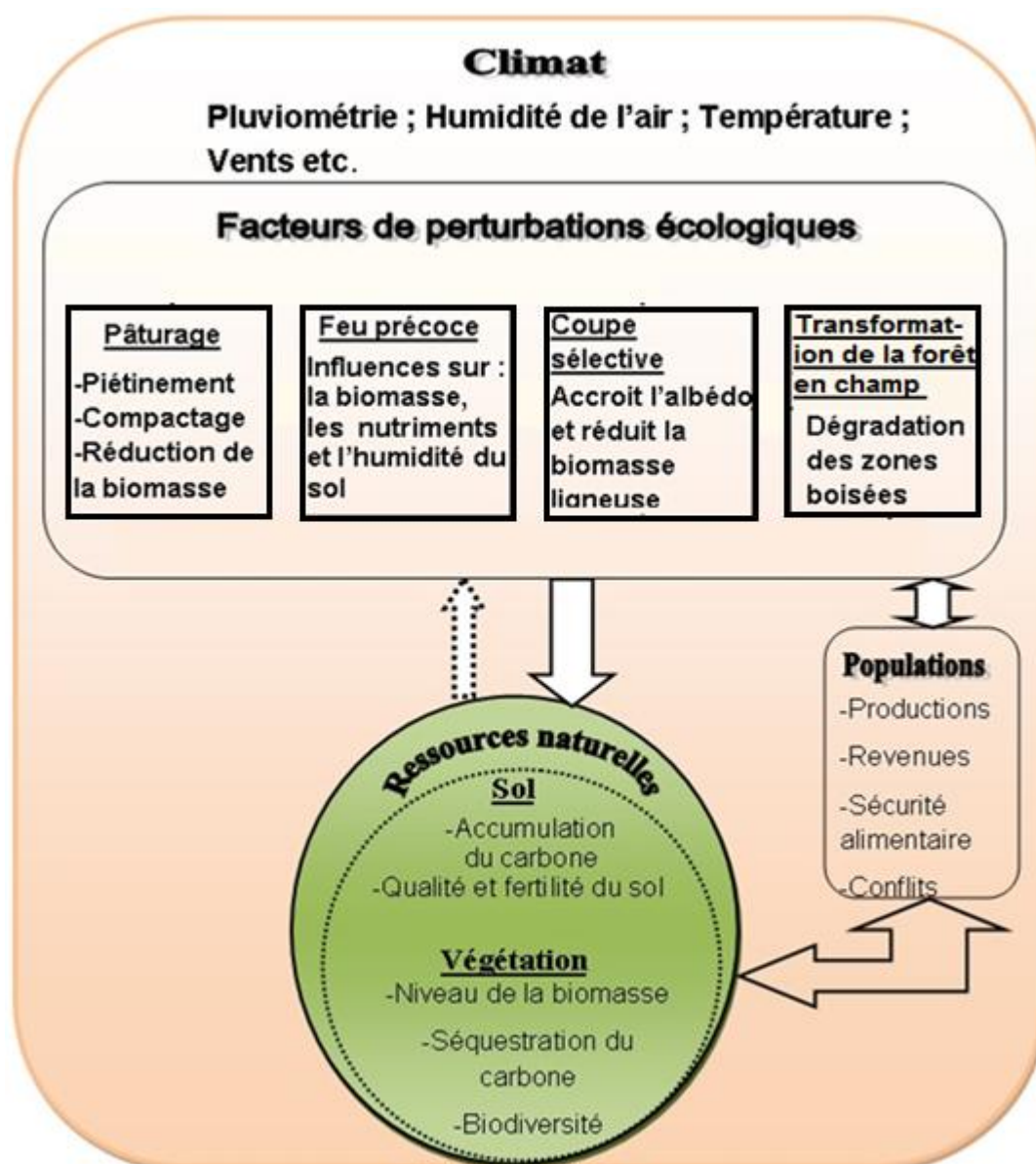


Figure 2: Cadre conceptuel simplifié des effets des facteurs de perturbations écologiques et leurs interactions sur la séquestration et accumulation du carbone ainsi que sur les revenus et la sécurité alimentaire des populations

1-4-1-1-Feu de brousse

Les feux de brousse sont communs dans les écosystèmes de savane (Keeley et Fotheringham, 2001; Moritz, 2003; Keane *et al.*, 2008; Chambers *et al.*, 2013). Le feu qui est bien souvent causé par l'homme, est considéré comme facteur favorisant la dégradation des écosystèmes et le dysfonctionnement des cycles fondamentaux de l'environnement tels que le carbone du sol et d'autres éléments nutritifs (Ludwig *et al.*, 2002; Ansley *et al.*, 2006; Higgins *et al.*, 2007; Piñeiro *et al.*, 2010). Le feu a une profonde répercussion sur le cycle et la disponibilité des nutriments et la mortalité des racines surtout les racines fines (Jose et Bardhan, 2012). Les effets du feu sur

les propriétés physico-chimiques dépendent de l'intensité du feu, de la température maximale atteinte au cours de la combustion, et de la durée de l'événement (Certini, 2005). Les effets directs du feu précoce sur les propriétés physiques se manifestent par la création d'une imperméabilité à la surface qui contribue à réduire l'infiltration de l'eau. La granulométrie du sol n'est pas directement affectée par les feux (Doamba *et al.*, 2014), mais sur les surfaces à forte pente, l'élimination sélective de la fraction fine par l'érosion peut conduire à rendre la texture du sol grossière (Certini, 2005). En termes d'érosion, la combustion de la végétation et la couche de la litière, qui atténue l'impact des gouttes de pluie sur le sol et freine le ruissellement des eaux, est souvent plus nuisible que l'imperméabilité (Certini, 2005). La combustion procède par la conversion de la litière en cendre et charbon. Les cendres et les particules fines du sol colmatent les pores du sol et réduisent ainsi le taux d'infiltration. Cela augmente le potentiel de ruissellement et l'érosion. Il est aussi courant que les cendres et le charbon soient transportés par le vent ou le ruissellement après le passage de feu, dans ce cas, le sol reste nu et est exposé au ruissellement (Martin et Moody, 2001). En dehors de son impact négatif sur la biomasse racinaire et le sol, le feu consume la biomasse végétale aérienne, la litière et la matière organique du sol, et participe à la conversion des nutriments organiques en formes inorganiques (Certini *et al.*, 2011). Si la majorité des études ont révélé des effets négatifs du feu, certaines études rapportent des effets bénéfiques ou neutres. Selon ces dernières, le feu augmente la biomasse souterraine après son passage (Johnson et John, 2001; Limb *et al.*, 2011) et donc aussi le carbone du sol dans les parcelles brûlées (Oluwole *et al.*, 2008). Enfin, il semblerait que le feu n'ait aucune influence à long terme sur le niveau du carbone (Ojima *et al.*, 1994; Fynn *et al.*, 2003). Le feu dit précoce appliqué en début de saison sèche, ne modifie pas significativement l'infiltration de l'eau, car la végétation est encore humide et la matière organique du sol n'est pas totalement détruite (Diawara, 2012; Savadogo *et al.*, 2012). Cependant, il faut reconnaître que les effets du feu sur la biomasse souterraine et aérienne des écosystèmes dépendent de l'interaction de nombreux facteurs, parmi lesquels, l'intensité, la sévérité, le type de végétation, le climat, la pente, la topographie, les caractéristiques du sol, la périodicité et la période d'apparition (Neary *et al.*, 1999). Ces facteurs doivent être pris en compte pour une bonne compréhension des effets du feu sur les différents pools de carbone.

1-4-1-2-Pâturage

Le pâturage par le prélèvement de la biomasse pour l'alimentation, le piétinement et les excréments des déchets, influence directement et indirectement la croissance des racines des plantes. Cependant la nature et la magnitude des effets dépendent de plusieurs facteurs, notamment le type de la végétation, l'intensité de la pâture, le type d'animaux et la forme de gestion mise en place (McNaughton *et al.*, 1998). Plusieurs études (Liu *et al.*, 2005; Chen *et al.*, 2006; Limb *et al.*, 2011) rapportent un effet négatif du pâturage sur la biomasse souterraine notamment avec une corrélation positive avec l'intensité de pâture.

Un pâturage modéré n'influence pas de manière significative l'infiltration, tandis qu'un pâturage intense réduit systématiquement l'infiltration (Savadogo *et al.*, 2007a). La réduction du taux d'infiltration par le pâturage se produit à travers deux mécanismes principaux tels le compactage des sols et la réduction de la couverture végétale. Le pâturage en réduisant la couverture végétale et la quantité de matière organique dans la couche arable, fait baisser la macroporosité du sol et réduit ainsi l'infiltration de l'eau (Savadogo *et al.*, 2007). Le compactage du sol est un processus qui augmente la densité du sol par un tassement des particules réduisant l'espace des pores. Il entraîne ainsi une réduction de la porosité du sol, avec une diminution de l'humidité et du mouvement de l'air dans le sol (Castellano et Valone, 2007). Il en résulte une mauvaise aération du sol, une faible pénétration des racines des végétaux, une limitation du mouvement de l'eau dans le sol et une réduction de l'activité des organismes du sol impliqués dans le cycle nutritif. Le compactage du sol peut également accroître le ruissellement des eaux de surface, qui peut conduire à l'érosion des sols (Chartier *et al.*, 2011)

Une revue bibliographique de 34 études dans le monde montre une réduction du carbone du sol de 40 % dans les zones pâturées et une augmentation de 60% dans les zones non pâturées (Milchunas et Lauenroth, 1993). Dans la région du Sahel, une simulation de scénarios de niveau pâturages (pâturage et non pâturage) a montré des diminutions de stockage du carbone dans les deux scénarios. Toutefois, le scénario « pâturage » a entraîné une baisse du stockage du carbone équivalent au double de celui du scénario « non pâturage » (Badini *et al.*, 2007). Ces variations dans les résultats pourraient s'expliquer par une relation structurelle liant la réponse des écosystèmes à l'intensité de pâturage en fonction de la précipitation (Lipper *et al.*, 2010). Dans le même ordre d'idée, une étude menée au Sénégal a

révélé que le stock du carbone total était de 12t C ha⁻¹ an⁻¹ pour les zones de pâturage dégradées et atteignait 31,2 t C ha⁻¹ an⁻¹ sur les terres couvertes par des arbustes épars (Woomer *et al.*, 2004). La même étude a montré que 84% de ce carbone résidait dans le carbone organique du sol.

1-4-1-3-Coupe sélective du bois

La coupe de bois à usages domestiques (énergie et service) constitue une pratique commune dans les formations naturelles. C'est une coupe sélective qui consiste à prélever certains pieds d'arbres selon certains critères tels que l'espèce et la taille de l'individu (Sawadogo, 2009b). Comme toute perturbation écologique, elle influe sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes savanicoles. Les coupes sélectives du bois en éliminant quelques arbres, créent des trouées et installent ainsi des clairières dans les peuplements à l'origine dense. Cette ouverture dans la canopée, peut permettre le développement d'autres espèces grâce à une plus grande accessibilité à la lumière, à l'eau et aux nutriments. Il en résulte alors une augmentation de la biodiversité du peuplement (Sawadogo, 2009b). Néanmoins, l'effet contraire peut se produire en zones aride et semi-aride où les espaces ouverts par la coupe des arbres peuvent subir des conditions thermiques extrêmes et favoriser le développement d'espèces xériques ou l'extension d'espaces nus encroûtés. Dans certains cas les brèches persistent lorsque les conditions de la reprise de la végétation ne sont pas favorables. Malheureusement les relations entre les trouées et la croissance de la biomasse souterraine ont été émises comme hypothèse, mais seulement testées sur quelques écosystèmes (Sanford, 1990; Wilczynski et Pickett, 1993; Ostertag, 1998).

La coupe des arbres peut augmenter le risque de ruissellement, parce que la couverture forestière intercepte les pluies et dissipe l'énergie des gouttes de pluie qui atteignent le sol. Le mouvement de l'eau à la surface est donc ralenti par un couvert de litière permettant à une plus grande quantité d'eau de s'infiltrer dans le sol, et ainsi réduit la quantité d'eau de ruissellement de surface (Bassey *et al.*, 2011).

1-4-1-4-Changement d'utilisation des terres

Les changements d'utilisation des terres se réfèrent aux résultats de toute action anthropique (reboisement, déboisement et afforestation...) engendrant un changement de la couverture végétale (GIEC, 2007). Il existe plusieurs définitions des utilisations des terres. Dans le cadre de cette étude, nous utilisons les catégories

d'utilisation des terres telles que définies dans la ligne directrice de GIEC en 2006 pour les inventaires nationaux des gaz à effet de serre qui sont les suivantes : terres forestières, terres agricoles, zones humides, habitations, prairies et jachères. Pour les activités d'atténuation efficaces, il est nécessaire d'estimer le C séquestré dans ces divers écosystèmes (Brown, 2002; Fehrmann et Kleinn, 2006). Les options de pratiques de gestion des terres par les collectivités locales jouent un rôle clé dans la détermination du sens de la dynamique du carbone stocké. Ils peuvent soit promouvoir une trajectoire positive en accumulant plus de carbone dans les puits, ou une trajectoire négative en perturbant les puits et ainsi catalyser sa libération dans l'atmosphère (Batjes, 2004; Yu et Kurdog, 2010; Wang *et al.*, 2011). Les pratiques d'utilisation des terres telles que le boisement, le reboisement, la régénération naturelle des forêts et l'agroforesterie, peuvent contribuer à réduire les concentrations de CO₂ dans l'atmosphère (Brown, 2002; Canadell *et al.*, 2010). Pourtant, le taux de conversion des terres boisées à des fins agricoles est en nette augmentation dans tous les pays d'Afrique de l'Ouest (Tieszen *et al.*, 2011). Néanmoins, les arbres dans les paysages agricoles emmagasinent du carbone et jouent un rôle important dans le cycle mondial du carbone (Cairns *et al.*, 1997). Les arbres dans les champs accroissent la résilience et la productivité des systèmes agricoles, augmentant ainsi la capacité d'adaptation des petits exploitants agricoles (Verchot *et al.*, 2007). Dans les parcs, les arbres offrent également des possibilités de diversification des systèmes agricoles (Rao *et al.*, 2007; Roy *et al.*, 2011; Ekpo et Asuquo, 2012;). Ainsi, une stratégie d'enrichissement en strate ligneuse au niveau du paysage agricole contribuera à augmenter la biomasse pour l'énergie, et à réduire la pression sur les forêts qui sont essentielles pour les services environnementaux. Cependant, le rôle des pratiques agroforestières a été souvent négligé dans le contexte du changement climatique.

La séquestration du carbone a reçu une attention considérable dans un passé récent, suite à sa mise sur le marché d'échange. L'émergence de la réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts (REDD) dans les pays en développement, a ouvert de nouvelles possibilités pour le secteur de la foresterie et de l'environnement, mais n'a pas encore été engagée de manière significative dans celui de l'agriculture. Bien que la séquestration du carbone est un thème central de la discussion dans la plupart des conférences de l'agroforesterie et

du climat, des publications sur la séquestration du carbone dans l'agroforesterie sont rares (Takimoto *et al.*, 2008;; Nair *et al.*, 2009; Kumar et Nair, 2011; Luedeling et Neufeldt, 2012; Murthy *et al.*, 2013). Les parcs agroforestiers peuvent être utilisés pour promouvoir des crédits de carbone, qui à terme pourront générer des revenus importants pour les agriculteurs (Kumar et Nair, 2011; Murthy *et al.*, 2013). Les systèmes agroforestiers sont très importants compte tenu du nombre de personnes qui dépendent des terres agricoles comme leurs moyens de subsistance. Ils intègrent la production alimentaire et les services environnementaux (Garritty, 2004; Makundi et Sathaye, 2004; Soto-Pinto *et al.*, 2010). Toutefois, la condition préalable à la mise en œuvre effective dépend essentiellement de l'existence de méthodes précises et vérifiables développées pour l'estimation des stocks de biomasse. Ainsi la mise à disposition de bases scientifiques fiables pour la mesure des stocks de carbone est nécessaire avant d'envisager des stratégies d'atténuation des gaz à effet de serre dans les paysages agricoles.

Les études menées dans la zone sahélienne rapportent des stocks variant de 11 à 112 t C ha⁻¹ avec des séquestration annuelles d'environ 0,5 à 1 t C ha⁻¹ an⁻¹ en fonction des utilisations des terres et le niveau de dégradation des écosystèmes (Hanan *et al.*, 1998; Tiessen *et al.*, 1998; Tschakert *et al.*, 2004; Woomer *et al.*, 2004; Takimoto *et al.*, 2008; Nair *et al.*, 2010). Cette séquestration potentielle est très faible comparée à celle observée en zone soudanienne qui est de l'ordre de 88 t C ha⁻¹ an⁻¹ (Lykke *et al.*, 2009).

1-4-1-5-Synergie des différentes facteurs de perturbation

Des perturbations comme le feu et le pâturage peuvent avoir des effets indépendants ou additifs (Drewa et Havstad, 2001; Valone *et al.*, 2002). En général, dans des savanes boisées, le feu et le pâturage apparaissent simultanément et produisent un effet synergique. En effet, plusieurs herbivores sont attirés par les repousses qui apparaissent après le passage du feu sur les terres récemment brûlées. En y séjournant fréquemment, ils contribuent à réduire la biomasse et amenuisent ainsi la biomasse. Cela à terme se traduit par une réduction de la température (Savadogo *et al.*, 2007c) et la fréquence du feu.

Les informations sur les effets à long terme du feu précoce, le pâturage et la coupe sélective du bois ou leurs effets cumulés sur les propriétés de l'eau du sol sont encore insuffisantes, spécialement pour la savane sèche Afrique de l'Ouest. Pourtant

cette connaissance est essentielle pour les travaux de planification et la gestion à long terme des écosystèmes de savane (Savadogo *et al.*, 2008). Des études antérieures se sont focalisées sur un seul facteur à la fois tels le feu, le pâturage et l'agriculture (Martin et Moody, 2001; Sadeghi *et al.*, 2007; Savadogo *et al.*, 2007a)..

1-4-2- INFLUENCE DES FACTEURS NATURELS SUR LA SEQUESTRATION ET LES STOCKS DU CARBONE

1-4-2-1-Climat

Il y a de grandes variations dans la distribution du stock total de carbone selon les zones écologiques. Ces zones montrent de grandes différences dans la réserve de carbone organique, surtout relativement à la température et aux précipitations (Batjes, 1996). Le carbone du sol emmagasiné sur 1 m de profondeur, représente à peu près 4 kg m⁻² dans la zone aride et 21,24 kg m⁻² dans des régions polaires ou boréales, avec des valeurs intermédiaires de 8 kg m⁻² dans les zones tropicales (Batjes et Dijkshoorn, 1999; FAO, 2002). L'influence du climat tient aussi du fait que les conditions hydriques du milieu influent sur la productivité de nos écosystèmes. La survie des différentes espèces dans les écosystèmes et leur rendement biologique déterminé par la photosynthèse, dépendent de la capacité de ces espèces à faire face aux conditions hydriques du milieu (Mitlöhner, 1997; Gebrekirstos *et al.*, 2011).

1-4-2-2- Nature du sol

La teneur du sol en carbone dépend des principaux facteurs à long terme de la formation du sol, mais elle peut être fortement modifiée, dégradée ou améliorée par les changements d'utilisation du sol et la gestion du sol (FAO, 2002). L'humidité du sol et les régimes de température, l'érosion des sols, le lessivage et la capacité de rétention, sont tous importants pour le flux de carbone, la protection de la matière organique contre l'oxydation et le stock potentiel du carbone (Follett et Reed, 2010).

La teneur en carbone organique du sol varie en fonction des types de sol. En utilisant la nomenclature américaine des sols, Batjes (1996) trouve des valeurs de 2 kg m⁻² pour les Xerosols ou les Aérosols et plus de 10 kg m⁻² pour les Podzols, les Andosols ou les Rendzines. Les quantités totales de carbone dans les sols des zones arides (Xerosols, Yermosol) sont basses, autour de 7 kg m⁻², comparées à celles des sols des tropiques, qui sont de l'ordre de 15 à 30 kg m⁻². Cependant ces teneurs varient suivant la texture et la structure du sol. La teneur en carbone peut doubler entre une profondeur de 30 cm à 1 m, et être multipliée par quatre jusqu'à 2

m (Batjes, 1996). Mais compte tenu de l'absence de données dans les différents écosystèmes, le GIEC au niveau mondial prend comme référence un stock total dans les sols de 2000 Pg (pour une profondeur de 1 m) incluant les débris organiques (GIEC, 2002).

La détermination des stocks de carbone du sol doit tenir compte à la fois de la nature du sol, du climat et des types d'utilisations des terres. Les facteurs liés au sol sont aussi important comme les facteurs liés au climat, pour expliquer le stockage de carbone à long terme, les changements de la végétation et l'utilisation des terres déterminant les variations de carbone à court terme. Souvent, l'histoire de l'utilisation des terres n'a pas été documentée pour la plupart des profils de sol disponibles (FAO, 2003; FAO, 2004a). En effet une des contraintes majeures liées à la quantification de la variation des stocks de carbone dans le sol concerne les erreurs résultant des méthodes de calcul du stock de carbone. Plusieurs auteurs ont discuté des biais liés à ces différentes méthodes (VandenBygaart et Angers, 2006; Lee *et al.*, 2009). Une légère différence dans le calcul du carbone organique du sol au niveau local, peut occasionner une grande erreur à une échelle plus grande. Une des sources d'erreur est la prise en compte de la densité du sol. Les mesures du stock de carbone à une profondeur donnée au début et à la fin de certains projets de carbone, se sont soldées par une variation du stock de carbone qui en réalité, pourrait résulter de la variation de la densité du sol à la même période, due éventuellement à la gestion de la terre. Par exemple, Murty *et al.* (2002) trouvent que l'impact de la conversion d'une forêt en terre de culture sur le stock de carbone est souvent surestimé à cause de la confusion faite avec le changement de la densité du sol. Par conséquent, il est nécessaire de procéder à des corrections dues aux changements spatiaux et temporels de la densité du sol, quand il s'agit de calculs des stocks de carbone suivant les profils (Lee *et al.*, 2009).

1-5-CONCLUSION PARTIELLE

L'équilibre naturel qui a conduit à des teneurs basses en CO₂ est actuellement modifié à l'échelle globale par les activités humaines, qui rejettent des quantités croissantes de CO₂ en brûlant des combustibles fossiles et le bois des forêts défrichées pour l'agriculture ou le pâturage. Un des moyens pour réduire les émissions nettes de carbone, consiste à augmenter le taux de carbone séquestré dans les écosystèmes terrestres, y compris dans les sols et la biomasse aérienne et

souterraine des végétaux. Bien que des études dans plusieurs régions du monde aboutissent parfois à des résultats contradictoires, il se dégage une unanimité sur l'impact des perturbations écologiques et des changements d'utilisation des terres sur la séquestration du carbone dans les écosystèmes forestiers. Il est alors indispensable de disposer de bases scientifiques fiables sur les niveaux du carbone des écosystèmes dans le but d'élaborer des stratégies d'adaptation et d'atténuation au changement climatique. Cela constitue l'objectif principal de cette thèse.

CHAPITRE II : SITES D'ETUDE ET DISPOSITIFS EXPERIMENTAUX

2-1-INTRODUCTION

La problématique liée au changement climatique est commune à l'Afrique au sud du Sahara. Les études qui se mènent dans ce cadre devraient avoir pour but d'évaluer et de comprendre la variabilité spatiale et la dynamique des paysages. Cela permettra le développement de modèles précis et utilisables à grande échelle. Les études de la présente thèse ont été conduites dans des sites qui ont permis la prise en compte de variabilités liées aux sols, à la végétation et aux types de perturbations. Ce chapitre a pour objectif de présenter (i) les sites d'études et (ii) les dispositifs expérimentaux localisés dans ces deux sites (Laba caractérisé par des sols peu profonds à texture grossière et Tiogo avec des sols profonds majoritairement argileux) et le site sentinelle situé à Tiogo, qui a permis de prendre en compte les perturbations dues aux changements d'utilisation des terres.

2-2-SITES D'ETUDE

Les activités ont été conduites dans les forêts classées de Laba (11°40'N et 2°50'W) et de Tiogo (12°13'N et 2°42'W) (Figure 3) ainsi que dans la zone agricole attenante à la forêt à Tiogo. Ces deux forêts classées sont situées administrativement dans la région du Centre-Ouest et dans la province du Sanguié. Les forêts de Laba et de Tiogo couvrent des superficies de 18 978 ha et 30 365 ha respectivement (Projet 7 ACP BK/031). Elles ont été classées par l'administration coloniale en 1940 pour la forêt de Laba et en 1936 pour celle de Tiogo (FAO, 2004b). Toutes les deux forêts classées sont situées le long du Mouhoun qui est le seul fleuve à régime permanent du pays (Sawadogo, 2009b). La forêt classée de Laba est située à une quarantaine de km au sud de celle de Tiogo.

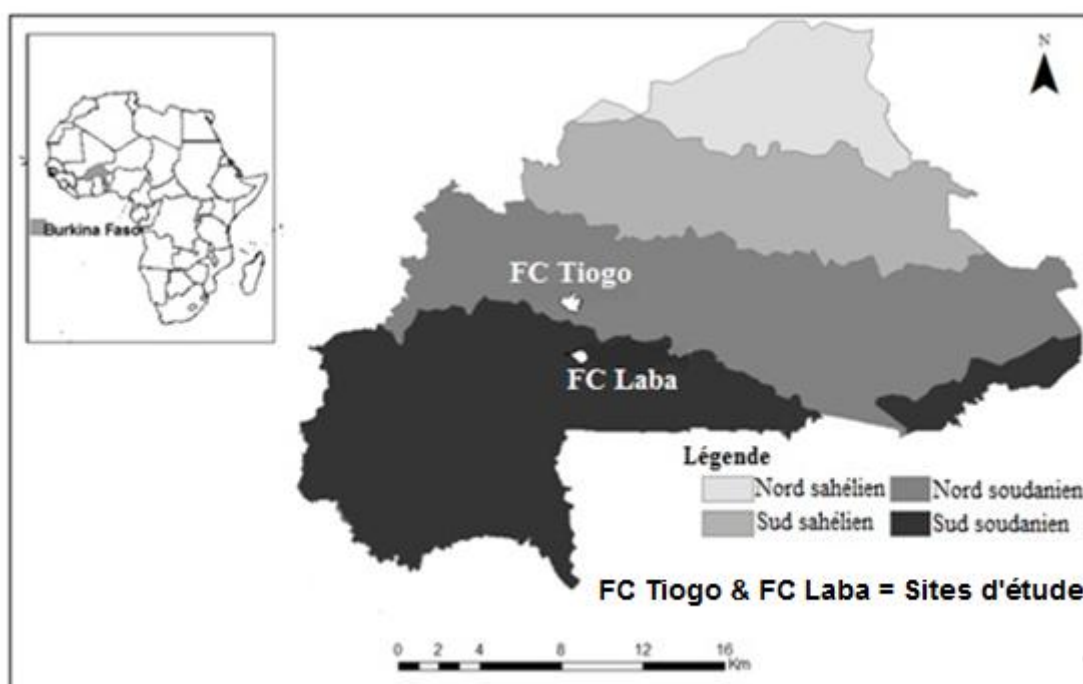


Figure 3: Localisation des sites expérimentaux dans les forêts classées (FC) de Laba et Tiogo et de ces forêts classées selon la zone phytogéographique (Fontes et Guinko, 1995)

2-2-1-CLIMAT

La forêt classée de Tiogo est située dans la zone nord-soudanienne tandis que celle de Laba est localisée dans la zone sud-soudanienne (Figure 3). La forêt classée de Tiogo est située entre les isohyètes 700 et 800 mm tandis que celle de Laba se situe entre les isohyètes 800 et 900 mm. Elles sont soumises à une seule saison de pluies de Mai à Octobre et une saison sèche de Novembre à Avril. La hauteur moyenne d'eau tombée entre 1992 et 2014 était de 917 ± 151 mm à Laba, et 838 ± 151 mm à Tiogo. Le nombre de jours de pluies a été de 62 ± 16 à Laba et 61 ± 12 à Tiogo (Figure 4). Les minima et maxima de températures ont été respectivement de 16°C et 32°C en Janvier (période fraîche) et de 26°C et 40°C en Avril (période chaude) pour les deux sites.

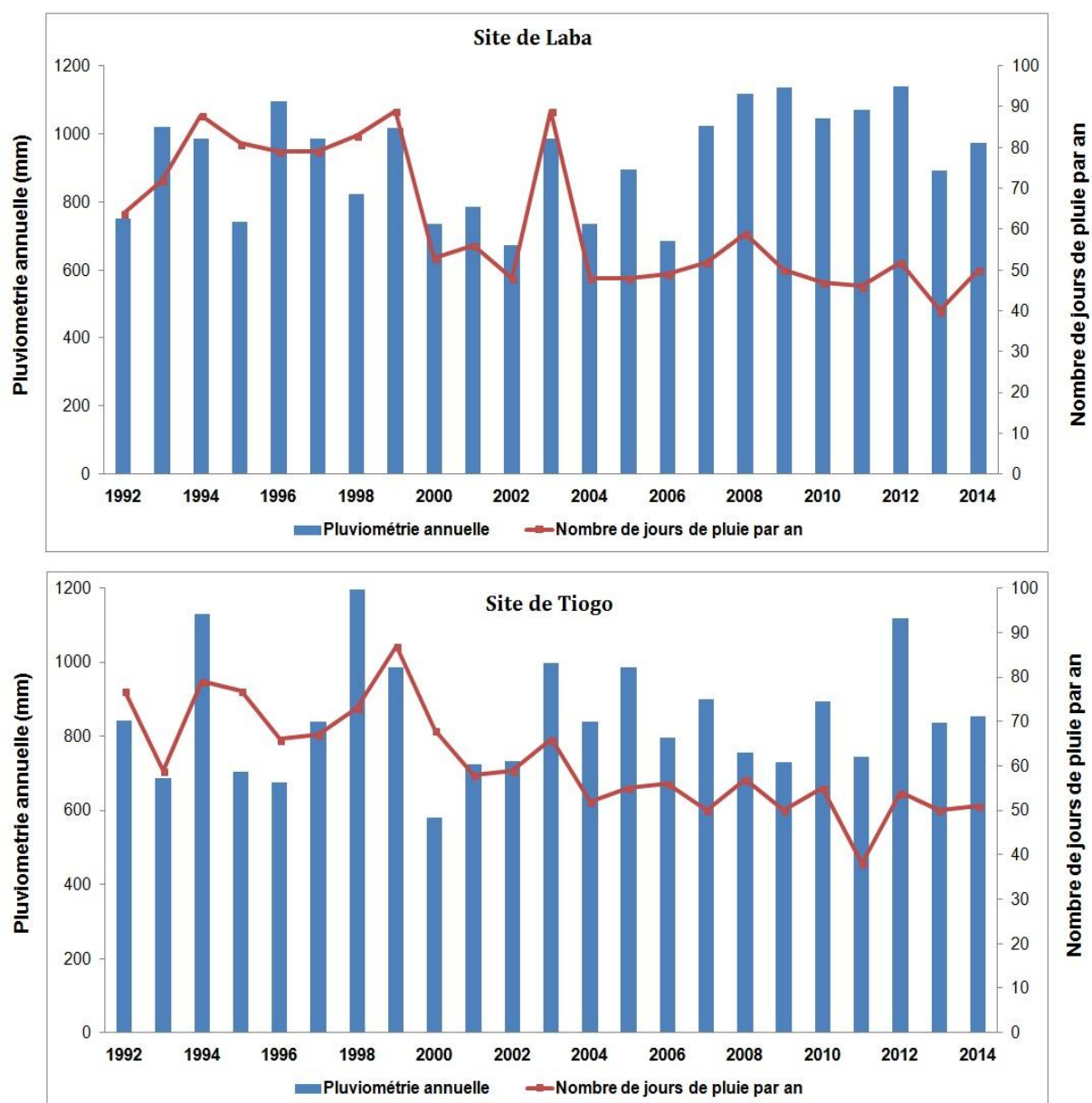


Figure 4: Pluviosité annuelle et nombre de jours de pluie des forêts classées de Laba et de Tiogo de 1992 à 2014, au Burkina Faso en Afrique de l'ouest.

2-2-2-RELIEF ET SOLS

Le relief des deux forêts classées est plat et monotone dans l'ensemble avec quelques buttes cuirassées. L'altitude moyenne est de 300 m au-dessus du niveau de la mer. Selon Nouvellet *et al.* (1995), les différents sols suivant sont majoritaires dans les forêts classées de Tiogo et de Laba :

- les sols peu évolués : sols sablo-argileux ou gravillonnaires en surface, gravillonnaires en profondeur reposant le plus souvent sur une cuirasse et/ou carapace ;

- les sols hydromorphes : sols rencontrés surtout le long du fleuve Mouhoun et de ses affluents. Ce sont des sols profonds constitués d'argile et de sable ;
- les sols à sesquioxydes de fer dont la profondeur est variable.

2-2-3-VEGETATION

Les deux forêts classées sont situées dans le même domaine phytogéographique (Fontes et Guinko, 1995). La végétation se présente sous forme de mosaïques de savanes arborées et arbustives à des densités diverses.

- La savane arborée constitue le type physiognomique le plus dominant à Tiogo avec plus de 42% de la superficie totale de la forêt classée contre 26% à Laba. En terme de densité, la savane arborée claire est plus représentée à Tiogo (34%) tandis qu'à Laba c'est la savane arborée dense qui domine (24%).
- La savane arbustive est la plus représentée à Laba avec plus de 46% de la superficie totale de la forêt classée, tandis qu'elle représente 43% de la superficie de la forêt classée de Tiogo. A Laba, la savane arbustive est essentiellement claire, tandis qu'à Tiogo la savane arbustive dense est relativement bien représentée. Les principales espèces ligneuses dans ces savanes arborées et arbustives sont *Acacia dudgeoni* Craib. ex Holl., *Acacia macrostachya* Reichenb. ex Benth., *Anogeissus leiocarpa* DC.) Guill. & Perr., *Burkea africana* Hook., *Combretum fragrans* Hoffm., *Combretum glutinosum* Perr. ex DC., *Combretum nigricans* Lepr. ex Guill. & Perr., *Detarium microcarpum* Guill. & Perr., *Entada africana* Guill. & Perr., *Gardenia erubescens* Stapf. & Thonn., *Lannea acida* A. Rich., *Pterocarpus erinaceus* Poir., *Terminalia macroptera* Guill. & Perr., *Terminalia glaucescens* Planch. ex Benth., *Terminalia avicennioides* Guill. & Perr., *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn. La strate herbacée est dominée par les Poaceae annuelles que sont *Andropogon pseudapricus* Stapf., *Chasmopodium caudatum* Stapf., *Diheteropogon hagerupii* Hitchc., *Loudetia togoensis* (Pilger) C.E. Hubbard, *Pennisetum pedicellatum* Trin., *Rottboellia exaltata* Linn. Les touffes de certaines Poaceae vivaces telles que *Andropogon ascinodis* Linn., *Andropogon gayanus* Kunth., *Diheteropogon amplexans* (Nees) W.D. Clayton sont parsemées dans la strate herbacée. Les phorbes (espèces non graminéennes) les plus communes sont *Borreria radiata* DC., *Borreria stachydea* (DC.) Hutch. et Dalz., *Cassia mimosoides* Linn., *Cochlospermum planchonii* Hook. f., *Wissadula amplissima* Linn.

- Les formations ripicoles boisées représentent 8% de la superficie de la forêt classée de Laba et seulement 2% à Tiogo. Ces formations sont localisées principalement sur les berges du fleuve Mouhoun et de ses affluents. Les principales espèces rencontrées dans ces milieux sont *Mitragyna inermis* (Wild.) Kuntze, *Pterocarpus santalinoides* Ex DC., *Cola laurifolia* Mast., *Acacia seyal* Del., *Mimosa pigra* L. La strate herbacée est dominée par *Vetiveria nigrifolia* (Benth.) Stapf, *Paspalum scrobiculatum* (Linn.) et de nombreuses Cypéracées.
- La savane herbeuse représente plus de 15% de la superficie de la forêt classée de Laba et moins de 3% à Tiogo. Elle est caractérisée par des sols superficiels gravillonnaires dominées par des espèces annuelles telles que *Loudetia togoensis*, *Andropogon pseudapricus*, *Microchloa indica* Beauv. et *Tripogon minimus* (A. Rich.) Hochst ex Steud.
- Une végétation de jachères récentes et anciennes ainsi que des champs, se retrouvent dans la forêt classée de Tiogo. Ils représentent près de 8% de sa superficie. On trouve en effet de nombreux champs clandestins dans la partie nord de cette forêt classée. La végétation est dominée par *Piliostigma thonningii* Schum., *Piliostigma reticulatum* (DC.) Hoechst. et *Vitellaria paradoxa*. Les principales herbacées sont *Setaria pallide-fusca* (Schum.) Stapf. et Hubb., *Brachiaria lata* (Schum.) C. E. Hubbard et *Pennisetum pedicellatum*.
- La forêt classée de Tiogo est aussi caractérisée par une végétation inféodée aux termitières constituant des îlots de végétation dans l'ensemble de ces formations naturelles. La végétation y est dominée par *Acacia erythrocalyx*, *Feretia apodanthera*, *Lannea acida*, *Grewia flavescens* et *Grewia bicolor*.

2-2-4-ACTIVITES SOCIO-ECONOMIQUE AUTOUR DES DEUX FORÊTS

A l'instar des autres régions du pays, l'agriculture et l'élevage constituent les principales activités des populations riveraines des forêts classées de Laba et de Tiogo. Cette population est en moyenne à 90% agricole. Les enquêtes menées par Ndo(2014) à Tiogo montrent qu'il s'agit d'une agriculture de subsistance et entièrement tributaire de la pluie. Le travail du sol est fait à 70% à la main et les pratiques agricoles sont caractérisées par une absence d'apport de fertilisants (fumier et engrais chimique) dans 60% des cas. L'augmentation rapide de la population conjuguée à la baisse de la productivité agricole, ont entraîné une augmentation de la superficie des champs (Ndo, 2014). Cette augmentation de

superficie se fait au dépend des forêts classées. En effet le nombre de champs clandestins augmente au fil du temps, créant des trouées dans les forêts classées de Tiogo et de Laba. Ces pratiques clandestines accompagnées de la mauvaise application des traitements instaurés dans le cadre de l'aménagement des forêts, constituent de réelles menaces pour la durabilité des deux forêts.

L'élevage des bovins, qui constituait l'activité traditionnelle des Peuls, est de plus en plus pratiqué par les agriculteurs. Les pasteurs qui transhumaient par le passé, tendent à se sédentariser aux alentours des forêts classées à cause de l'occupation des pistes de transhumance et des pâturages par les champs agricoles. Il s'opère alors une augmentation de la charge animale et une fréquentation plus soutenue de ses entités forestières par les troupeaux (Sawadogo, 2009b), de sorte que la pâture est citée aujourd'hui par les populations comme la contrainte majeure limitant la production agricole et forestière (Ndo, 2014).

2-3-DISPOSITIFSEXPERIMENTAUX

2-3-1-SITES EXPERIMENTAUX DE TIOGO ET DE LABA

Les travaux ont été conduits sur deux dispositifs factoriels installés dans les forêts classées de Tiogo et de Laba. La description des deux dispositifs est une synthèse de celle déjà faite dans le cadre d'études antérieures menées par Sawadogo (1996), Savadogo (2007), Zida (2007), Sawadogo (2009) et Dayamba (2010). Les sols les plus rencontrés dans ces forêts classées sont les lixisols, selon la classification de la FAO (Driessen *et al.*, 2001), Les sols sont superficiels (<45 cm de profondeur) et limono-sableux sur le dispositif de Laba, tandis qu'ils sont profonds (>75 cm) et limono-argileux sur celui de Tiogo. Ces dispositifs ont été installés pour étudier sur le long terme l'impact de la pâture, du feu précoce et de la coupe sélective de bois sur la dynamique des strates ligneuse et herbacée en savane soudanienne (Sawadogo, 2009b). Ces deux dispositifs expérimentaux de 50 ha chacun ont été installés en mai 1992 par l'Institut de Recherche en Biologie et Ecologie Tropicale (IRBET) en collaboration avec l'Université Suédoise des Sciences Agricoles (SUAS) et le Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD-Forêt). Ce sont des dispositifs statistiques à trois niveaux de traitements sylvicoles et leur combinaison avec quatre (4) répétitions.

Niveau 1 : Effet du pâturage : la moitié de chaque bloc du dispositif est clôturée et l'autre moitié laissée libre pour la pâture (Parcourue librement par le bétail).

Niveau 2 : Effet du feu (pas de feu, feu précoce, feu précoce après trois ans de protection).

Niveau 3 : Effet du type d'exploitation sylvicole (pas de coupe, coupe sélective, coupe sélective + enrichissement par semis).

Chaque dispositif comprend 72 parcelles de 2500m² (50m x50m). Les parcelles sont subdivisées en placettes de 25 m² (5m x5m) matérialisées par des bornes en béton. Des pare-feux périmétraux et inter-parcelles de 20 à 30 m de large parcourent chaque dispositif. Les schémas des dispositifs sont illustrés sur la figure 5.

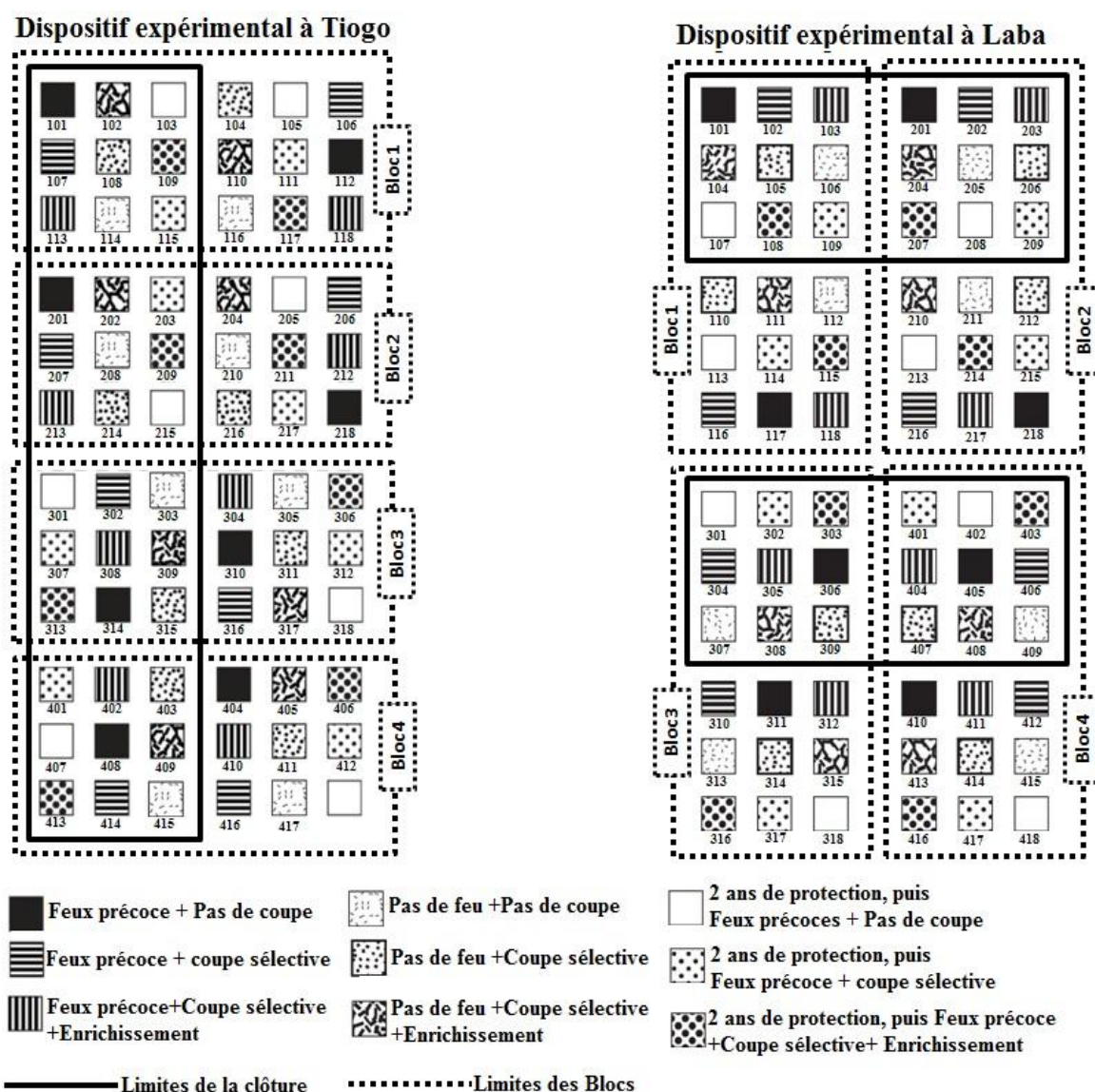


Figure 5: Dispositifs expérimentaux sur les sites de Laba et de Tiogo au Burkina Faso en Afrique de l'ouest.

Avant l'installation des dispositifs expérimentaux, les forêts préalablement classées étaient fréquentées par les animaux sauvages et par le bétail des villages

environnants. Ce sont surtout les bœufs dont la présence est la plus remarquable dans les forêts classées. Les autres animaux domestiques sont les chèvres et les moutons. Les animaux domestiques pâturent en forêt classée surtout en saison pluvieuse au moment où l'espace du terroir villageois est occupé par les cultures. Pendant la saison sèche, ils pâturent surtout les résidus de récolte et n'entrent en forêt classée que pour s'abreuver dans le fleuve et pâturer les jeunes feuilles de ligneux et les repousses de Poacées vivaces induites par les feux de brousse. Sur la base de la production des plantes herbacées fourragères, Sawadogo (1996) a estimé la capacité de charges des forêts à 1 UBT ha⁻¹an⁻¹ à Laba et à 1,4 UBT ha⁻¹an⁻¹ à Tiogo. A l'instar de la pâture, la zone était parcourue annuellement par les feux de brousse à des temps variables selon les années (Novembre à Mai). Le ramassage de bois mort et la coupe de bois vert sont pratiqués par les groupements de débiteurs de bois (Sawadogo, 2009).

Les traitements sylvicoles appliqués dans les deux dispositifs expérimentaux de Laba et de Tiogo sont la pâture, la coupe sylvicole et le feu précoce. Le tableau 1 donne la synthèse des combinaisons des différents traitements dans ces dispositifs expérimentaux. Chaque dispositif comporte huit (8) combinaisons de traitements intégrant la pâture, le feu et la coupe de bois. Chaque combinaison de traitements est répétée dans quatre (4) parcelles de 2500 m² chacune.

Tableau 1: Traitements sylvicoles et leurs combinaisons dans les dispositifs de Laba et de Tiogo au Burkina Faso en Afrique de l'ouest

Pâturage	Feu	Coupe sélective	Nombre parcelles
Pâturé	Feu précoce annuel	Pas de coupe	4
		Coupe sélective	4
		Coupe + Enrichissement	4
	Pas de feu	Pas de coupe	4
		Coupe sélective	4
		Coupe + Enrichissement	4
	3 ans de protection puis feu précoce	Pas de coupe	4
		Coupe sélective	4
		Coupe + Enrichissement	4
Non pâturé	Feu précoce annuel	Pas de coupe	4
		Coupe sélective	4
		Coupe + Enrichissement	
	Pas de feu	Pas de coupe	4
		Coupe sélective	4
		Coupe + Enrichissement	4
	3ans protection puis feu précoce	Pas de coupe	4
		Coupe sélective	4
		Coupe + Enrichissement	4

Source : (Sawadogo, 2009)

1)-Pâturage

Depuis 1992, la moitié de chaque dispositif, soit 36 parcelles, est soustraite à la fréquentation du bétail par une clôture en fil de fer barbelé tandis que l'autre moitié est librement pâturée. Le traitement de la pâture constitue une pseudo-répétition d'un point de vue statistique. En effet, la rigueur statistique commandait une clôture aléatoire des parcelles. La disposition actuelle de la clôture a été dictée par des préoccupations d'ordres pratique et financier. En effet, la clôture individuelle de 36 parcelles avec des matériaux définitifs aurait coûté excessivement cher. De même, la protection contre le feu dans le long terme de ces parcelles unitaires aurait été plus difficile.

2)-Feu précoce annuel

Dans chaque dispositif expérimental, 24 parcelles sont brûlées annuellement en feu précoce depuis 1992. Le feu précoce consiste à brûler la végétation avant que la strate herbacée ne se dessèche complètement afin d'obtenir une combustion incomplète et des feux de moindre intensité que ceux tardifs. La période de mise à feu des parcelles d'études dépend de l'état de dessiccation de la strate herbacée. Elle intervient en général en fin octobre – début novembre quand le taux d'humidité des principales Poacées vivaces en présence est d'environ 40%.

3)-Protection pendant 3 ans suivie du feu précoce annuel

Dans chaque dispositif expérimental, 24 parcelles ont été protégées du feu pendant 3 années consécutives de 1992 à 1994. Ces parcelles ont été ensuite brûlées annuellement en feu précoce depuis 1995. Ce traitement a été initié pour tester la prescription contenue dans la plupart des plans d'aménagement forestier à savoir la protection des parcelles exploitées pendant 3 à 5 ans du feu. Ce laps de temps est supposé être suffisant pour permettre aux jeunes individus (plantules, semis, drageons, rejets de souche) d'atteindre des tailles et vigueur suffisantes pour résister au feu.

4)-Protection contre le feu

Les 24 parcelles restantes au niveau de chaque dispositif expérimental bénéficient d'une protection intégrale contre le feu depuis 1992. Elles peuvent être considérées comme des parcelles témoins dans le cadre de cette expérimentation.

5)-Coupe de bois

Il s'agit d'une coupe sélective des ligneux selon des critères d'espèces et de tailles définis selon les usages des populations. Ainsi, 48 parcelles de chaque dispositif ont été exploitées en Mai 1993 à Tiogo et en Janvier 1994 à Laba.

6)-Enrichissement

Il concerne 24 parcelles parmi celles exploitées en coupe sélective. L'objectif est d'assister la régénération de ces parcelles afin de pallier l'effet de la coupe. Ainsi, des graines des espèces ligneuses suivantes ont été récoltées dans chaque forêt classée et semées sur ces parcelles prévues à cet effet : *Anogeissus leiocarpa*, *Combretum nigricans*, *Cassia sieberiana*, *Detarium microcarpum*, *Prosopis africana*, *Terminalia avicennioides*, *Tamarindus indica* et *Terminalia macroptera*. Deux graines de chaque espèce sont semées par poquet excepté *Anogeissus leiocarpa* dont les

poquets contiennent une poignée de semences à cause du faible taux de germination des graines de cette espèce (< 2%). Les poquets sont disposés en lignes avec un écartement de quatre (4) mètres entre lignes et entre poquets.

Remarques : l'*enrichissement* n'a pas donné des résultats escomptés car des rongeurs et des oiseaux ont déterré les graines et consommés les jeunes racines des plantules (Sawadogo, 2009). Aussi le traitement « 3 ans protection contre le feu » n'a pas été poursuivi après les deux premières années et a été remplacé par le *feu précoce annuel* (Sawadogo, 2009). Pour cela dans cette étude, quand les parcelles concernées par ces traitements sont prises en compte, l'*enrichissement* n'est pas pris en compte et le traitement *feu précoce annuel* a été considéré à la place du traitement « 3 ans de protection ».

2-3-2-SITE SENTINELLE

Dans le but d'évaluer et comprendre la variabilité spatiale pour le développement de modèles précis et comprendre la dynamique des paysages, un site dit « sentinelle » a été installé. Ce site est basé à Tiogo et s'appuie sur le système de surveillance de la dégradation des sols (LDSF) développé dans le cadre du Système d'information sur les sols en Afrique (AfSIS, www.africasoils.net).

L'approche des sites sentinelles et la conception d'échantillonnage sont largement décrits par Aynekulu *et al.* (2011), Nair et Shepherd (2012) et Vågen *et al.* (2013), Ayoubi *et al.* (2014). Mais brièvement, le site de Tiogo consiste en un bloc de 10 km x 10 km divisé en 16 sous-blocs de 2,5 km x 2,5 km contenant chacun 10 parcelles de 50 m x 50 m distribuées d'une manière randomisée dans chaque sous bloc. Dans chacune des 10 parcelles du sous bloc (grappe), quatre (4) sous-parcelles ont été installées. Les sous-parcelles sont circulaires et ont chacune un rayon de 5,64 m soit une surface de 100 m². La distance qui sépare les centres de deux sous parcelles est de 12,2 m. Cette forme d'échantillonnage en grappes stratifié permet l'évaluation de la variabilité des propriétés du sol différentes échelles spatiales. Ce site couvre une partie de la forêt classée de Tiogo et une partie de la superficie cultivée qui la borde (Figure 6). Il est supposé être suffisamment grand pour capturer la variation des conditions à l'échelle du paysage et de réduire les erreurs associées aux mesures de stocks de carbone. Quatre types d'utilisations des terres ont été

considérés: Champs, jachères, zone inondable et forêts naturelles. Le système est tel que dans la zone cultivée, les champs et jachères sont disposés d'une manière aléatoire. Ce principe est censé permettre d'obtenir un échantillonnage représentatif, ce qui élimine tout biais et permet de capturer les effets des utilisations des terres sur le carbone organique du sol, la densité de la végétation ligneuse et les propriétés du sol.

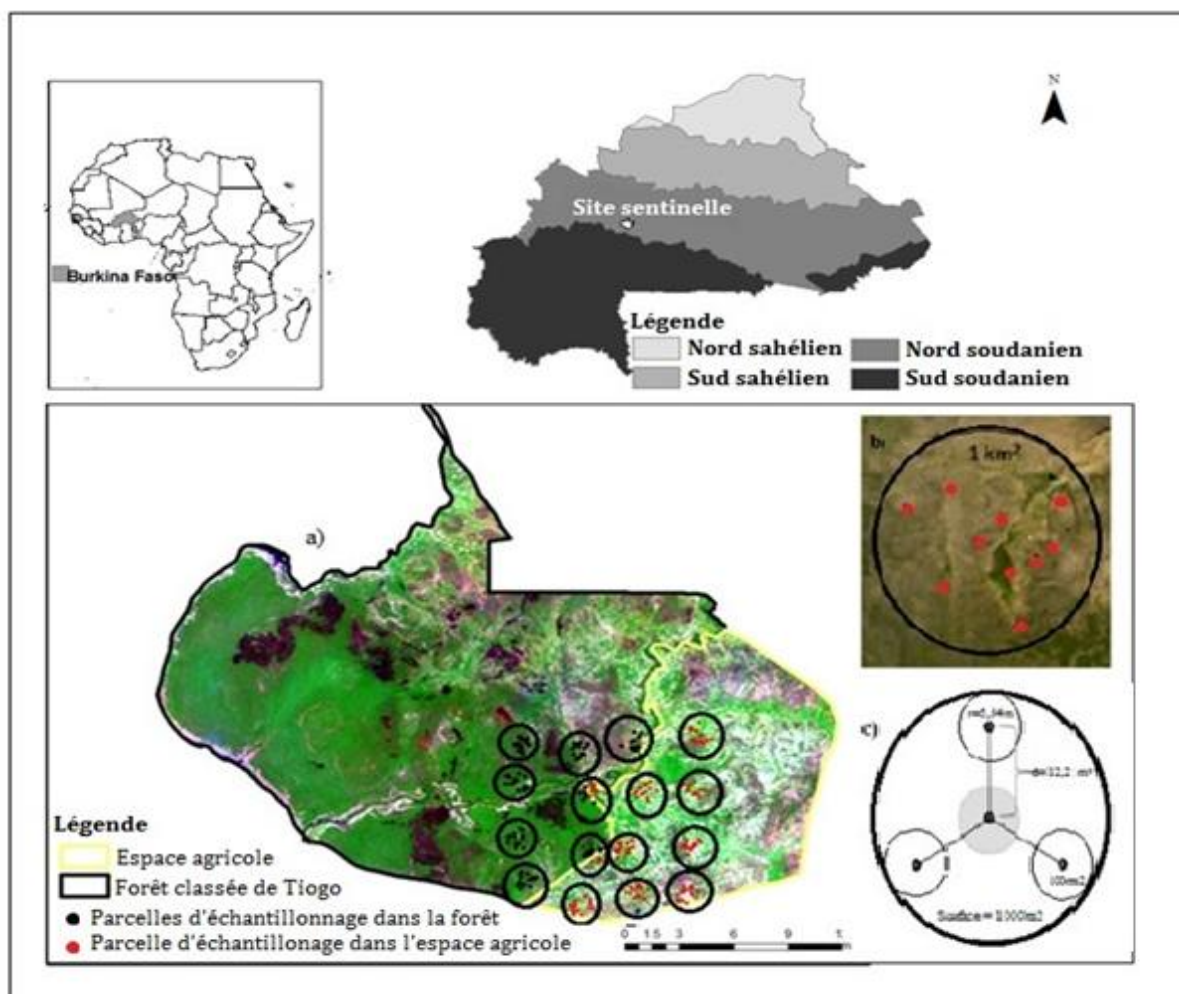


Figure 6: Cadre du plan d'échantillonnage hiérarchique à Tiogo basé sur la méthode de la surveillance de la dégradation des terres (LDSF). (a) Représentation de l'aire de 100 km² répartis en 16 grappes, (b) illustration des grappes de 1 km² avec les 10 parcelles, (c) illustration de la distribution des 4 sous-parcelles dans chaque parcelle.

CHAPITRE III: EFFETS DES PERTURBATIONS ANTHROPIQUES SUR L'INFILTRATION DE L'EAU ET LE CARBONE ORGANIQUE DU SOL

3-1-INTRODUCTION

Dans les écosystèmes de savane en Afrique, des perturbations telles que les feux de brousse, le pâturage et la coupe des arbres sont communes (Sawadogo *et al.*, 2002a; Bellefontaine *et al.*, 2000). Ces perturbations affectent dans une certaine mesure, le fonctionnement des écosystèmes soit directement, soit indirectement, en fonction du moment, de l'intensité et de la fréquence de la perturbation (Sawadogo *et al.*, 2002a; Dayamba *et al.*, 2011a; Miesel *et al.*, 2011; Pereira *et al.*, 2011). Il y a actuellement des débats contradictoires sur les effets de ces perturbations et les changements d'utilisation des terres sur les niveaux du carbone organique des sols (COS) (cf. **Chapitre .1-4**).

En général, les facteurs anthropiques tels le pâturage, le feu et les coupes de bois sont considérés comme des facteurs favorisant la dégradation des écosystèmes et le disfonctionnement des cycles fondamentaux de l'environnement tels que le carbone du sol et d'autres éléments nutritifs (Ludwig *et al.*, 2002; Ansley *et al.*, 2006; Higgins *et al.*, 2007; Piñeiro *et al.*, 2010). Cependant, pour d'autres auteurs, la nature de la réponse du C du sol à ces perturbations est contrôlée par d'autres facteurs tels le climat, les propriétés physiques inhérentes des sols, la situation du paysage et la composition de la communauté végétale (Reeder et Schuman, 2002; Han *et al.*, 2008). Par ailleurs, l'impact des changements d'utilisation des terres sur les niveaux de carbone (C) a considérablement attiré l'attention des scientifiques dans un passé récent, particulièrement après le Protocole de Kyoto (Kumar et Nair, 2011). Il en est ressorti que les niveaux des stocks de carbone sont négativement influencés par le changement d'utilisation des terres. On note une réduction du stock du carbone du sol de l'ordre de 20% à 40% (Detwiler, 1986; Danuse Murty *et al.*, 2002).

Il en résulte de ce qui précède, une incertitude quant à l'effet des perturbations écologiques sur les stocks de carbone dans les écosystèmes de savane. La question qui se pose est de savoir si les niveaux de perturbation tels que prescrits dans la gestion de nos forêts, ainsi que les changements d'utilisation des terres ont un impact à long terme sur les propriétés physiques et le carbone organique du sol. Une réponse à cette question a une importance capitale dans le cadre de l'évaluation du carbone au niveau des écosystèmes, car globalement, la séquestration du carbone dans le sol représente environ 90% du potentiel de tous les autres pools réunis (Gattinger *et al.*, 2012). En plus, le carbone du sol joue un rôle essentiel dans le maintien de la santé du sol qui est particulièrement critique pour la sécurité

alimentaire, les moyens de subsistance et la réduction de la pauvreté, et la sauvegarde de l'environnement (Lal, 2004; Bationo *et al.*, 2007b).

Notre objectif dans ce chapitre est d'étudier (i) l'influence à long terme (20 ans) de la pratique de feux précoces, du pâturage et de coupe sélective sur l'infiltration de l'eau, (ii) l'influence à long terme de pratiques du pâturage et de feux précoces sur les stocks de carbone du sol dans les écosystèmes des savanes sèches et (iii) l'influence du changement d'utilisation des terres sur le carbone organique (COS) et l'azote (N) du sol.

3-2-EFFETS CUMULES DE VINGT (20) ANS DE PRATIQUE DE FEUX PRECOCE, PATURAGE ET DE COUPE SELECTIVE DE BOIS SUR L'INFILTRATION DE L'EAU

La dynamique du carbone organique du sol est influencé par plusieurs facteurs dont les propriétés physiques du sol (Reeder et Schuman, 2002; Han *et al.*, 2008). Une étude de ces propriétés est utile pour comprendre le niveau des stocks de carbone dans les écosystèmes. Le taux d'infiltration est positivement corrélé avec la stabilité du sol et sa capacité de résister à l'érosion (Zhou *et al.*, 2010) qui est pourtant considérée comme l'un des principaux facteurs qui affectent négativement les stocks du carbone organique du sol (VandenBygaart et Angers, 2006).

Cette étude a examiné les propriétés hydriques du sol en se basant sur les deux sites expérimentaux factoriels établis depuis 1992 pour étudier les effets cumulés des perturbations sur la fonction et la structure des écosystèmes de savane (Savadogo *et al.*, 2008). Elle vise à (i) évaluer l'impact à long terme des perturbations (feu, le pâturage et la coupe sélective du bois) sur l'infiltration du sol dans les deux sites expérimentaux caractérisés par des sols peu profonds (<45 cm) sableux limoneux et des sols profonds (>75cm) argilo-limoneux; et à (ii) analyser quel facteur favorise au mieux l'infiltration et le stockage de l'eau dans le sol.

3-2-1-MATERIELS ET METHODES

3-2-1-1-Mesure de l'infiltration

La mesure a été réalisée en décembre 2011 soit 2 mois après l'arrêt des pluies à l'aide d'un infiltromètre à un seul anneau. Il s'agissait d'un cylindre de 10 cm de diamètre et 20 cm de hauteur. Au centre de chaque parcelle, une mesure a été réalisée sur une surface représentative tout en évitant les surfaces fissurées ou présentant des macrospores. Pour éviter les fuites latérales, le cylindre a été enfoncé

dans le sol à une profondeur de 3 cm à l'aide d'un marteau en prenant soin de ne pas trop perturber la surface du sol. Toute la végétation, la litière et les grosses pierres à l'intérieur de l'anneau ont été soigneusement enlevées sans déranger la surface du sol. En cas de perturbation accidentel de la surface du sol, le cylindre est retiré et réinstallé à un autre endroit. Dans le but de limiter les fuites latérales de l'eau, le sol a été pré-humidifié avec 2 à 3 litres d'eau qu'on a laissé s'infiltrer pendant au moins 15-20 minutes avant de commencer la séance de mesure. Une règle graduée a ensuite été placée le long du côté intérieur du cylindre, puis, la même quantité d'eau que celle utilisée pour mouiller le sol a été versée lentement jusqu'à remplir le cylindre. Le temps d'infiltration est pris à l'aide d'un chronomètre. Compte tenu de la grande variabilité des vitesses d'infiltration au début des mesures, l'enregistrement des données a été fait toutes les 5 minutes durant la première demi-heure de mesure puis à des intervalles de dix (10) pendant une (1) heure et vingt (20) minutes. A la fin de chaque période où le niveau d'eau est enregistré sur une fiche préparée à cet effet, l'eau est complétée jusqu'au niveau de la hauteur de départ. A chaque point de mesure, la lecture périodique a été faite pendant 150 minutes au plus.

3-2-1-2-Analyses des données

Toutes les données recueillies ont été utilisées pour calculer les 2 variables suivantes: taux d'infiltration, et infiltration cumulée. La hauteur d'eau en mm (f_i) à chaque période d'enregistrement représente l'infiltration cumulée au cours de cette période (Wuest, 2005) et a été calculé comme suit :

$$f_i(t) = Q_0 - Q_n \quad (1)$$

Avec $f_i(t)$ = infiltration cumulée (en mm) au cours de chaque période de mesure,

Q_n = niveau d'eau à la fin de la période,

Q_0 = niveau de l'eau au début de la période.

Ensuite, des mesures de taux d'infiltration régulière ont été faites après chaque période de mesure en divisant la profondeur de l'eau d'infiltration cumulée pour la période par le temps y afférent (Wuest, 2005).

$$r_i(t) = \frac{f_i(t)}{t} \quad (2)$$

Avec $r_i(t)$ = taux d'infiltration (en mm h⁻¹) à chaque période d'enregistrement,

t = temps de cette période,

$f_i(t)$, l'infiltration cumulée dans cette période (en mm).

Le taux d'infiltration totale a été considéré comme la moyenne de tous les $ri(t)$ en utilisant l'équation suivante :

$$r(t) = \frac{\sum_{t0}^t ri(t)}{n} \quad (3)$$

En intégrant l'équation 1, nous avons calculé l'infiltration totale cumulée($C(t)$) pour chaque point de mesure.

$$C(t) = \int_{t0}^t fi(t).dt \quad (4)$$

Les données ont été examinées en mettant l'accent sur la comparaison des taux d'infiltration et infiltration cumulée dus à la différence des sols, aux effets isolés du feu, du pâturage et de la coupe du bois ainsi que la combinaison des traitements. Les différentes parcelles et les blocs dans les deux sites n'ont pas été d'un intérêt particulier, car ils ont été considérés comme objets de randomisation.

Les données utilisées n'étaient pas normalement distribuées, néanmoins, nous avons évité de les transformer pour satisfaire les conditions de normalité pour une analyse paramétrique, même si elle est considérée comme plus robuste. Notre logique tient du fait que certaines informations écologiques intéressantes pourraient se perdre avec une éventuelle transformation (Zuur *et al.*, 2009). Par conséquent, le test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour comparer la variation des deux paramètres d'infiltration et les moyennes marginales et les différents intervalles de confiance de chaque variable (taux d'infiltration et infiltration cumulée) pour chaque traitement ont été estimés. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec SPSS 22 (Droit d'auteur SPSS pour Windows, version 2013:IBM Corporation).

3-2-2-RESULTATS

3-2-2-1-Principaux effets des traitements sur le taux d'infiltration et l'infiltration cumulée

Les sols du site de Laba principalement sableux ont eu des taux d'infiltration significativement plus élevés ($209,5 \pm 80,5\%$ mm h⁻¹) que les sols argileux du site de Tiogo ($71,3 \pm 79,1\%$ mm h⁻¹) (Figure7). Les effets des traitements appliqués ont varié d'un site à l'autre.

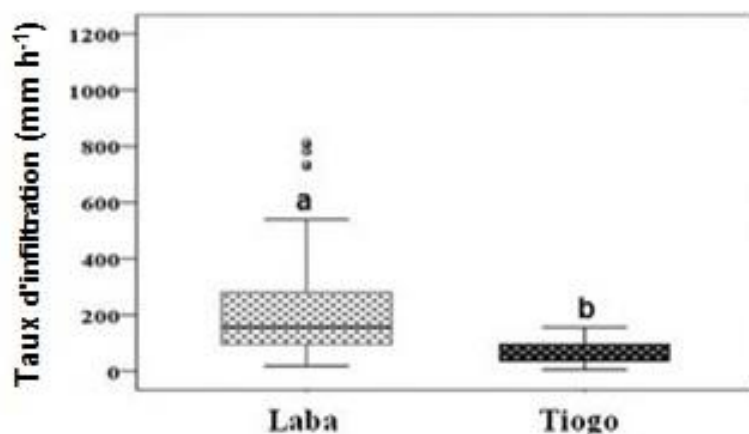


Figure 7: Variation des taux d'infiltrations en fonction des traitements, 20 ans après leurs applications dans les sites de Tiogo et Laba. Les valeurs du taux d'infiltration avec la même lettre ne sont pas significativement différentes ($P < 0,05$).

Dans le site de Laba, le taux d'infiltration dans les parcelles non pâturées a été presque le double de celui des parcelles pâturées. Les taux d'infiltration des parcelles soumises aux feux précoces, ont été statistiquement inférieurs [$\chi^2 (1, 68) = 7,6, p = 0,04$] à ceux des parcelles non brûlées. Par contre, les taux d'infiltration dans les parcelles soumises à la coupe sélective ont été statistiquement plus élevés [$\chi^2 (1, 68) = 27,8, p < 0,001$] que ceux des parcelles où il n'y a pas eu de coupe (Tableau 2).

Tableau 2: Moyennes marginales estimées avec les écarts types (moyenne $\pm$ ET) et intervalles de confiance des taux d'infiltration et infiltration cumulée sur deux sites Laba et Tiogo au Burkina Faso (Afrique de l'Ouest)

Site	Traitement	n	Taux d'infiltration (mm h ⁻¹)	n	infiltration cumulée (mm)
Laba	Feu précoce	45	192,8 $\pm$ 143,2 b	45	448,3 $\pm$ 291,3 a
	Pas de feu	23	242,1 $\pm$ 205,9 a	23	564,3 $\pm$ 455,7 a
	Pâturage	32	153,4 $\pm$ 142,4 b	32	360,3 $\pm$ 301,4 b
	Pas de pâturage	36	259,4 $\pm$ 178,2 a	36	600,7 $\pm$ 366,9 a
	Coupe sélective	45	226,9 $\pm$ 176,6 a	45	521,2 $\pm$ 356,3 a
	Pas de coupe	23	175,6 $\pm$ 146,0 b	23	421,7 $\pm$ 354,8 b
Tiogo	Feu précoce	48	73,0 $\pm$ 62,8 a	48	173,2 $\pm$ 143,1 a
	Pas de feu	23	67,9 $\pm$ 39 a	23	171,3 $\pm$ 121,6 a
	Pâturage	36	60,9 $\pm$ 59,8 b	36	143,0 $\pm$ 138,8 b
	Pas de pâturage	35	82,1 $\pm$ 50,5 a	35	203,1 $\pm$ 127,1 a
	Coupe sélective	48	64,2 $\pm$ 38,9 b	48	152,7 $\pm$ 88,6 b
	Pas de coupe	23	86,3 $\pm$ 79,6 a	23	214,1 $\pm$ 197,8 a

Note: IC= Intervalle de Confiance; LI= Limite inférieure; LS= Limite supérieure; n= Nombre de mesures. Dans la même colonne, les valeurs moyennes avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ($P < 0,05$)

Au niveau du site de Tiogo, le taux d'infiltration a connu une baisse sous l'influence du « pâturage » et la « coupe sélective du bois » ($[(\chi^2 (1, 71) = 113,6, p < 0,001)]$ et $[(\chi^2 (1, 71) = 09,8, p = 0,002)]$ respectivement). Le « feu précoce annuel » n'a pas influencé significativement le taux d'infiltration (Tableau 2).

A l'instar du taux d'infiltration, les sols du site de Laba a enregistré un cumul d'eau (401,3 - 573,8mm) plus élevé $[(\chi^2 (1, 139) = 319,9, p < 0,001)]$ que Tiogo (140,5 à 204,7mm) au cours de la période de mesure (Figure 8).

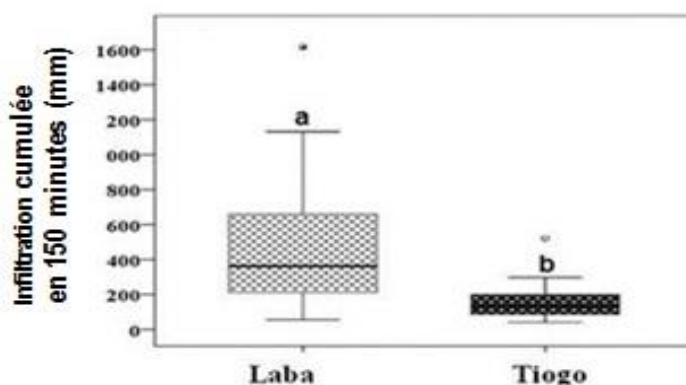


Figure 8: Variation de l'infiltration cumulée en fonction des traitements, 20 ans après leurs applications sur les sites de Laba et Tiogo. Les valeurs d'infiltration cumulée avec la même lettre ne sont pas significativement différentes ($P < 0,05$)

Le pâturage a contribué à réduire la capacité d'accumulation de l'eau du sol tandis que la coupe sélective l'a significativement amélioré (respectivement $[(\chi^2 (1, 68) = 84,4, p < 0,001)]$ et $[(\chi^2 (1, 68) = 15,2, p < 0,001)]$). Quant au traitement feu précoce, son application n'a pas affecté significativement l'infiltration cumulée (Tableau 2).

Les traitements « pâturage » et « coupe sélective » ont contribué à réduire l'accumulation de l'eau ($[(\chi^2 (1, 71) = 40,5, p < 0,001)]$ et $[(\chi^2 (1, 71) = 07,7, p = 0,005)]$ respectivement), tandis que le « feu précoce » tout comme à Laba n'a pas affecté significativement l'infiltration cumulée (Tableau 2).

3-2-2-2-Effets combinés des traitements sur le taux d'infiltration et l'infiltration cumulée

L'interaction des trois traitements (pâturage, coupe sélective et feu précoce) a contribué à réduire significativement le taux d'infiltration dans les deux sites.

A Laba, le témoin (*pas de pâture, pas de feu précoce, pas de coupe sélective*) a enregistré le taux d'infiltration le plus élevé ($438,3 \pm 118,3 \text{ mm h}^{-1}$) par rapport aux autres combinaisons de traitements $[(\chi^2 (6, 68) = 281,9, p < 0,001)]$ (Figure 9). Dans

ce site, les taux d'infiltration les plus bas ont été obtenus avec les combinaisons de traitements suivants: *pâturage + coupe sélective + pas de feu* ($120,9 \pm 123,7 \text{ mm h}^{-1}$), *pâturage + pas de coupe + feu précoce* ($110,6 \pm 76,2 \text{ mm h}^{-1}$) et *pâturage + pas de coupe sélective + pas de feu* ($84,4 \pm 59,0 \text{ mm h}^{-1}$) (Tableau 3).

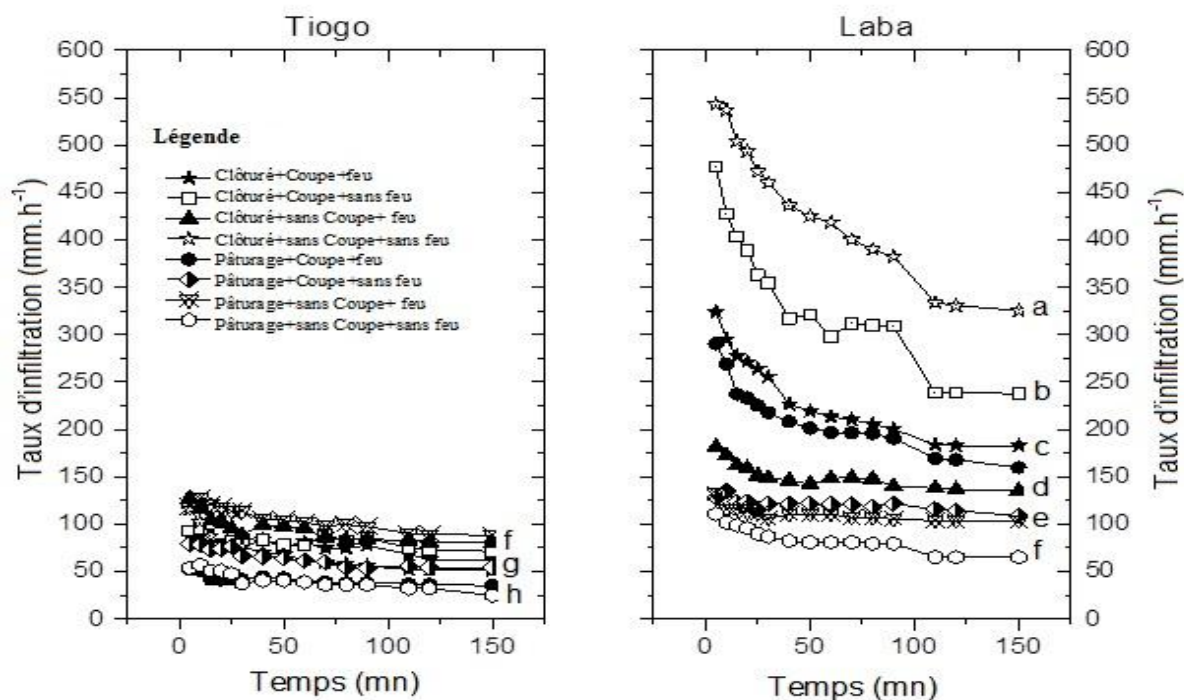


Figure 9 : Evolutions des taux d'infiltration au cours de la période de mesure à Laba (sol, limoneux-sableux peu profonde) et Tiogo (sols argilo-limoneux profonds) dans la savane arborée soudanienne du Burkina Faso, Afrique de l'ouest. Les courbes avec la même lettre ne sont pas significativement différentes ($P < 0,05$)

A Tiogo, seules les combinaisons *pâturage + coupe sélective + feu précoce* ($41,4 \pm 24,5 \text{ mm h}^{-1}$) et *pâturage + pas de coupe sélective + pas de feu* ($41,1 \pm 17,0 \text{ mm h}^{-1}$) ont eu des taux d'infiltration significativement inférieurs [$\chi^2 (6, 71) = 216,2, p < 0,001$] à celui du témoin ($70,9 \pm 35,9 \text{ mm h}^{-1}$) (Tableau 3).

Tableau 3: Moyennes marginales estimées avec écarts types (moyenne $\pm$ SD) et intervalles de confiance des taux d'infiltration et infiltration cumulée sur les sites de Laba et de Tiogo au Burkina Faso (Afrique de l'Ouest).

Sites		N	Taux d'infiltration (mm h ⁻¹) (Moyenne $\pm$ SD)	N	infiltration cumulée (mm) (Moyenne $\pm$ SD)
Laba	P x C x F	14	210,7 $\pm$ 159,26 c	14	485,5 $\pm$ 341,0 c
	P x C x nF	7	120,9 $\pm$ 123,7 de	7	295,4 $\pm$ 313,3 f
	P x nc x F	7	110,6 $\pm$ 76,2 ef	7	269,3 $\pm$ 190,2 e
	Px nC x nF	4	84,4 $\pm$ 59,0 f	4	194,8 $\pm$ 164,5 g
	nP x C x F	16	234,3 $\pm$ 154,7 c	16	536,6 $\pm$ 291,9 c
	nP x C x nF	8	333,1 $\pm$ 221,0 b	8	750,6 $\pm$ 448,4 b
	nP x nC x F	8	150,6 $\pm$ 81,3 d	8	363,4 $\pm$ 207,1 d
	Témoin	4	430,3 $\pm$ 118,3 a	4	1031,8 $\pm$ 309,0 a
Tiogo	P x C x F	16	41,4 $\pm$ 24,5 c	16	98,9 $\pm$ 54,2 c
	P x C x nF	8	64,8 $\pm$ 38,7 b	8	152,1 $\pm$ 90,5 b
	P x nC x F	8	105,9 $\pm$ 101,6 a	8	249,8 $\pm$ 248,8a
	P x nC x nF	4	41,1 $\pm$ 17,0 c	4	87,1 $\pm$ 37,8 c
	nP x C x F	16	77,1 $\pm$ 38,3 b	16	183,3 $\pm$ 86,9 a
	nP x C x nF	8	83,3 $\pm$ 42,0 b	8	199,9 $\pm$ 103,9 a
	nP x nC x F	8	95,1 $\pm$ 76,0 a	8	225,3 $\pm$ 174,8 a
	Témoin	3	70,9 $\pm$ 35,9 b	3	258,3 $\pm$ 252,4 a

P=pâturage ; *nP*= Pas de pâturage ; *F*= Feu précoce ; *nF*= pas de feu ; *C*= coupe sélective ; *nC*= pas de coupe

L'interaction des trois traitements (pâturage, coupe sélective et feu précoce) a influencé significativement l'infiltration cumulée dans les deux sites (Figure 10).

A Laba, l'accumulation la plus faible (194,8 $\pm$ 164,5 mm) a été enregistrée dans les parcelles soumises au traitement «*pâturage+pas de coupe+pas de feu* ». A Tiogo, les valeurs d'infiltration cumulée les plus basses [χ^2 (6, 68) =80,6, $p < 0,001$] ont été induites par deux types de traitements : «*pâturage+pas de coupe+pas de feu* » (87,1 $\pm$ 37,8 mm) et «*pâturage+coupe sélective +feu précoce* » (98,9 $\pm$ 54,3mm) (Tableau 3).

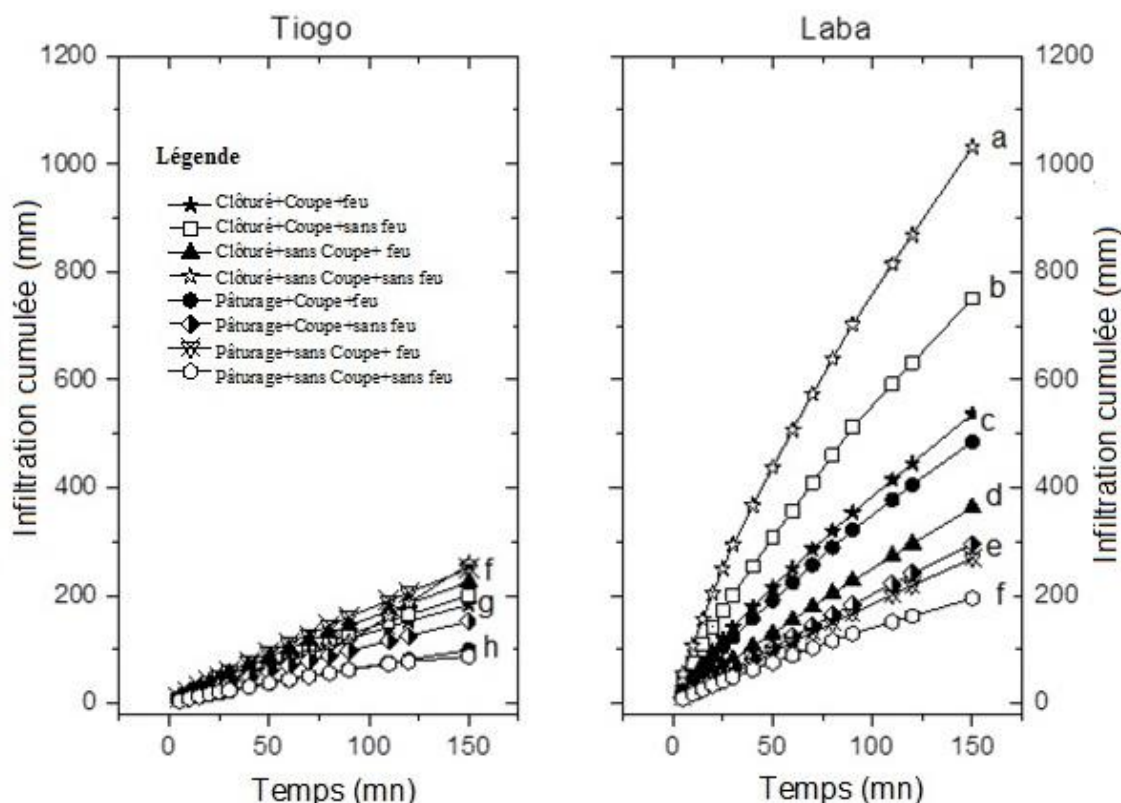


Figure 10: Infiltration cumulée en fonction du temps (minutes) à Laba (sols limoneux-sableux peu profonds) et Tiogo (sols argilo-limoneux profonds) au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. Les courbes avec la même lettre ne sont pas significativement différentes ($P < 0,05$)

3-2-3-DISCUSSION

Les caractéristiques physico-chimiques des sols jouent un rôle prépondérant dans leur capacité d'infiltration (Zhou *et al.*, 2010; Jemai *et al.*, 2011; Dagadu et Nimbalkar, 2012). Cela pourrait expliquer la différence d'infiltrabilité des deux sites d'études. En effet, le taux d'infiltration a été plus élevé dans le site de Laba caractérisé par des sols sablonneux par rapport à celui de Tiogo dominé par des sols argileux. Les plus grosses particules des sols à Laba permettent plus d'aération et de drainage par rapport aux fines particules microscopiques de l'argile de Tiogo (Driessen *et al.*, 2001; Pallo *et al.*, 2001). Les sols argileux sont plus sensibles à l'érosion hydrique du moment que le taux d'infiltration est négativement corrélée avec l'érodabilité des sols (Zhou *et al.*, 2010)

Savadogo (2006) a estimé la capacité de charge des forêts classées de Laba et de Tiogo à 1UBTha^{-1} et à $1,4 \text{UBT ha}^{-1}$ respectivement. Il a estimé la charge réelle de bétail dans les deux sites expérimentaux à la moitié de la capacité de charge (Savadogo *et al.*, 2008). La pâture a occasionné une diminution de la capacité

d'infiltration dans les deux sites. La présence du bétail entraîne une réduction de la biomasse herbacée par consommation et un compactage du sol à cause du piétinement. La diminution de la biomasse herbacée peut engendrer des plages nues imperméables d'où une réduction de l'infiltrabilité (Savadogo *et al.*, 2007a; Chartier *et al.*, 2011). Par contre, l'abondance de la biomasse contribue à une plus grande perméabilité du sol grâce aux macrospores créées par les racines et une plus grande activité de la macrofaune. Le piétinement du bétail exerce une pression mécanique sur le sol contribuant ainsi à altérer la structure du sol à cause du compactage et la réduction de la porosité du sol (Pietola *et al.*, 2004; Dunne *et al.*, 2011; Kölbl *et al.*, 2011). Plusieurs études ont rapporté des résultats similaires (Sadeghi *et al.*, 2007; Zhou *et al.*, 2010; Chaichi *et al.*, 2005). Savadogo *et al.* (2008) ont enregistré une diminution de la capacité d'infiltration en fonction de l'augmentation de la charge de bétail dans le site de Tiogo. Les mêmes auteurs ont observé à l'instar de Beukes et Cowling, (2003) qu'une pâture modérée peut améliorer la stabilité du sol et le taux d'infiltration.

La coupe sélective a influencé positivement la capacité d'infiltration à Laba contrairement à Tiogo. La coupe d'arbres, en diminuant la couverture végétale, crée des conditions défavorables à une bonne infiltration. Cela pourrait expliquer la réduction du taux d'infiltration à Tiogo. En effet, Chartier *et al.*, (2011) ont observé une diminution du taux d'infiltration dans des conditions de réduction de couverture végétale. Néanmoins, il est à noter que la coupe n'a eu lieu que depuis 1993 et n'avait concerné que 50% de la surface terrière des arbres. De plus, la majorité des espèces de savane se régénèrent de manière végétative si bien que la couverture végétale a eu le temps de se reconstituer surtout à Laba où le sol est à dominance limono- sableuse plus propice à l'infiltration.

A Tiogo, le feu précoce n'a pas affecté significativement le taux d'infiltration. Par contre à Laba, le feu précoce a contribué à réduire le taux d'infiltration. De nombreuses études ont rapporté des effets négatifs du feu sur la capacité d'infiltration des sols (Martin et Moody, 2001; Savadogo *et al.*, 2007a; Vega *et al.*, 2008; Are *et al.*, 2009). Cela est principalement dû à la destruction de la phytomasse aérienne par le feu. Par conséquent, certains milieux qui sont soumis à des feux de grande sévérité pourraient subir une diminution de la perméabilité de leurs sols. (DeBano, 2000). De plus, la consommation de la biomasse par le feu peut augmenter l'exposition de la surface du sol à l'impact des gouttes de pluie qui conduit souvent à

la formation de croûtes. Ainsi, l'apport d'énergie mécanique à partir de gouttes de pluie augmente la dispersion des sols engendrant le blocage des pores du sol à la surface et la réduction de l'infiltration (Savadogo *et al.*, 2007a; Are *et al.*, 2009). L'effet non significatif du feu sur l'infiltrabilité à Tiogo pourrait être dû au fait que le feu précoce était d'intensité moindre sur ce site. En effet, la strate herbacée de Tiogo est dominée par des graminées vivaces dont la combustion est partielle à cause de son taux d'humidité élevé au moment du brûlis précoce. Diawara (2012)a obtenu des résultats similaires sur le même site. Par contre, le site de Laba est dominé par des graminées annuelles dont la dessiccation est élevée au moment des feux précoces. Le feu, de sévérité plus grande, consume la quasi-totalité de la biomasse herbacée dénudant ainsi le sol et réduisant ainsi sa capacité d'infiltration

A Laba, toutes les combinaisons des traitements ont réduit l'infiltration de l'eau du sol. Les effets combinés du feu, du pâturage et de la coupe sélective du bois pourraient être dus à la somme des effets indépendants de chaque traitement ou aux effets synergiques qui pourraient se produire. Le feu a due amplifier l'effet du pâturage en réduisant la biomasse aérienne. La combinaison des effets des trois traitements (réduction de la biomasse, chauffage et piétinement du sol) peut affecter plus négativement l'infiltrabilité des sols que chaque traitement pris individuellement. En effet, le piétinement du bétail entraine une pression mécanique sur le sol qui contribue à l'altération de la structure du sol, au compactage et à la réduction de la porosité du sol (Savadogo *et al.*, 2007a; Kölbl *et al.*, 2010; Dunne *et al.*, 2011). L'extraction de la biomasse végétale expose les sols à la forte intensité des gouttes de pluie et à l'érosion hydrique contribuant ainsi à diminuer la stabilité des sols (Hanson *et al.*, 2004; Vega *et al.*, 2008; Haghighi *et al.*, 2010). Néanmoins, à Tiogo, la combinaison du pâturage avec le feu et / ou la coupe sélective du bois n'a pas affecté le taux d'infiltration. Cela suggère que les sols limono-argileux, à structure plus compacte que le sol sablonneux, sont plus adaptés aux effets cumulés des trois facteurs de perturbation. Dans ce site, l'impact modéré des différentes interactions pourrait aussi s'expliquer par l'effet synergique des traitements (Savadogo *et al.*, 2008; Dayamba *et al.*, 2011) qui ont dû niveler les effets des uns et les autres. Par exemple, l'application simultanée du feu et du pâturage a un effet synergique sur les communautés végétales à la fois dans le temps et l'espace. En effet, les repousses des graminées apparaissent sur les parcelles brûlées quelques temps après le passage du feu. Les repousses attirent les herbivores qui à terme contribuent à

déstructurer le sol par leur piétinement. Cependant le pâturage des animaux réduit la végétation herbacée, ce qui à terme contribue à réduire l'intensité du feu.

En Afrique de l'Ouest, le feu précoce, la coupe sélective du bois et le pâturage contrôlés sont recommandés comme outils d'aménagement (Bellefontaine *et al.*, 2000). Ces recommandations n'ont pourtant pas été basées sur données scientifiques (Sawadogo, 2009). L'impact de ces facteurs (feu précoce, coupe sélective du bois et le pâturage) sur la végétation est maintenant bien documenté (Zida *et al.*, 2007, 2008; Savadogo *et al.*, 2007b, 2009; Sawadogo *et al.*, 2002, 2005, 2010; Dayamba *et al.*, 2010, 2011). Leur impact sur la stabilité du sol qui constitue l'un des réservoirs de carbone les plus importants devrait être mieux étudié. Cette étude a montré que le feu précoce, le pâturage et la coupe affectent négativement les taux d'infiltration. Il est établi que le taux d'infiltration est positivement corrélé à la stabilité du sol et sa capacité de résister à l'érosion (Zhou *et al.*, 2010). Alors que l'érosion est considérée comme l'un des principaux facteurs de perturbation qui affectent le niveau du carbone organique du sol (VandenBygaart et Angers, 2006). Ces résultats montrent donc que ces facteurs doivent faire l'objet de contrôle lors d'éventuels projets visant la séquestration du carbone.

3-3-INFLUENCE DE 20 ANS DE PRATIQUES DE FEU PRECOCE ET DU PATURAGE SUR LE CARBONE ORGANIQUE DU SOL

Dans le contexte des changements climatiques et dans le cadre des débats actuels sur la contribution des sols dans la séquestration du carbone, il y a une incertitude quant à l'effet du feu précoce et le pâturage sur les stocks de carbone dans les écosystèmes de savanes. Il en résulte donc des avis contradictoires sur les effets de ces perturbations sur les niveaux du carbone organique des sols (COS). Est-ce que les feux précoces et le pâturage influencent à long terme les stocks du carbone dans le sol? Notre objectif est d'étudier l'influence à long terme (20 ans) de pratiques de feux précoces, du pâturage et leur interaction sur les stocks de carbone du sol dans les écosystèmes des savanes sèches.

3-3-1-METHODOLOGIE

L'étude a été menée dans les deux dispositifs expérimentaux de Laba et Tiogo. Le dispositif a été tel décrit plus haut (cf. Chapitre 2-3-1). Cependant dans cette étude, les traitements de « 2 ans de protection et ensuite feu précoce » n'ont pas été considérés, compte tenu du fait qu'ils n'ont pas été poursuivis (Sawadogo, 2009a).

Dans chaque parcelle de 50x50m, quatre échantillons de sol ont été prélevés dans quatre sous parcelles (Figure11) à 0-20 cm et 20-50 cm de profondeur. Un échantillon de sol a également été pris dans la sous-parcelle centrale (sp1) de chaque parcelle pour la détermination de la masse de sol.

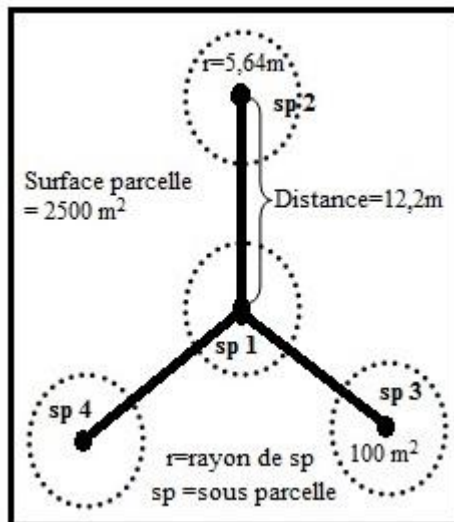


Figure 11: Disposition des sous parcelles où les échantillons de sol ont été prélevés dans chaque parcelle dans les sites de Laba et de Tiogo, au Burkina Faso.

Les quatre échantillons par niveau de profondeur pour chaque parcelle ont été soigneusement mélangés pour obtenir un échantillon composite de sol par parcelle. Un total de 48 échantillons composites de sol par niveau de profondeur du sol dans chaque site expérimental ont été obtenus soit un total de 192 échantillons. Les échantillons de sol ont d'abord été séchés à l'air libre. Ils ont été ensuite broyés et tamisés à l'aide d'un tamis de 2 mm avant leur acheminement au laboratoire pour analyse.

L'analyse a été faite au laboratoire de sol de ICRAF à Nairobi au Kenya. Tous les échantillons ont été soumis à une analyse par spectroscopie proche infrarouge (SPIR ou *NIRS* pour *Near Infra Red Spectroscopy*), afin de déterminer la concentration du carbone organique total du sol, en utilisant la méthode d'oxydation thermique (Skjemstad et Baldock, 2008) et cela conformément à la norme ISO10694.

La méthode habituelle d'estimation du stock du carbone organique du sol consiste à déterminer le carbone organique total à différentes profondeurs, en prenant en compte la densité et les fragments grossiers du sol (Batjes, 2001). Les

résultats peuvent s'exprimer en kg, en t ou en Gt (Pg) par surface et profondeur spécifiée (Batjes et Dijkshoorn, 1999).

Dans cette étude nous avons utilisé le poids du sol au lieu de la densité pour calculer le stock du carbone (Equation 5) (Aynekulu et al., 2011). Durant les prélèvements du sol, la masse du sol a été déterminée pour chaque couche de sol.

$$COS (t\ ha^{-1}) = \frac{\frac{C (g\ kg^{-1})}{100} \times Masse\ du\ sol\ (kg)}{A\ (cm^2)} \times 100 \quad (5)$$

Où COS est le carbone organique du sol en ($t\ C\ ha^{-1}$) ;

C est la concentration en carbone organique du sol fin (fraction <2 mm) déterminée au laboratoire ($g\ kg^{-1}$) ;

Masse du sol (en kg) est celle du sol fin prélevé à une profondeur donnée ;

A est la surface du trou de prélèvement de l'échantillon collecté et est calculée en utilisant le rayon (r) de la tarière (ici $r = 3,8\ cm$) ;

100 est utilisé pour la conversion de l'unité en $t\ C\ ha^{-1}$

Pour chaque site et niveau de profondeur du sol, les moyennes des variables "concentration du carbone" et le "stock du carbone" ont été soumises à une analyse de variance (ANOVA) univariée suivant le modèle linéaire général (GLM) suivant :

$$Y_{ijkl} = \mu + \beta_i + G_j + F_k + C_l + \beta G_{ij} + GF_{jk} + GC_{jl} + FC_{kl} + GFC_{jkl} + e_{ijkl}$$

Où Y_{ijk} est la variable explicative, μ est la moyenne générale, β_i est l'effet bloc i, G_j est l'effet de la pâture j, F_k est l'effet du feu précoce k, C_l est l'effet de la coupe sélective l. Les paramètres G_j , F_k et C_l et leurs interactions ont été considérés comme fixes et le paramètre β_i comme aléatoire ; e_{ijkl} est l'erreur de mesure

Pour chaque site, nous avons calculé les écarts des concentrations et des stocks de carbone moyens entre les parcelles soumises aux traitements et les parcelles témoins. La formule utilisée est la suivante :

$$Var(\%) = \frac{V_{Tr} - V_{nTr}}{V_{nTr}} \times 100 \quad (6)$$

Avec Var (%) : pourcentage du niveau de stock ou de concentration par rapport aux parcelles témoins, V_{Tr} = Valeur de la concentration ou les stocks de carbone dans

les parcelles soumises aux traitements, VnTr= Valeur de la concentration ou les stocks de carbone dans les parcelles témoins

Les valeurs des concentration et les stocks de carbone dans les différents traitement ont été soumises à une analyse de variances (ANOVA). Le test de Tukey a été utilisé pour separer les moyennes de “concentrations” et de “stocks” de carbone organique du sol sur les parcelles soumises aux traitements (pâturage, feu précoce, coupe selective) et les témoins. La magnitude de l’effet des traitements sur la variations des variables (concentration et stocks) a été déterminée en utilisant Eta carré (η^2).L’effet est jugé faible, modéré ou important si la valeur de η^2 est de l’ordre de 1%; 6% ou 14% respectivement (Cohen, 1988). Le niveau de P inferieur à 0,05 est considéré comme statistiquement significatif.

3-3-2-RESULTATS

Les analyses statistiques montrent que la concentration du carbone a varié significativement suivant la profondeur tandis que le stock du carbone a été sensible au site, à l’interaction du site et la profondeur ainsi que du site et le pâturage (Tableau 4). Par conséquent, les résultats sont présentés par site et par profondeur.

Tableau 4:Résultats de l’analyse de variance (ANOVA) des variables Concentration en carbone et Stock de carbone sous l’effet du pâturage, feu précoce et leurs effets cumulés.

	Concentration en carbone			Stock de carbone		
	F	P	η^2	F	P	η^2
S	1,93	0,17	0,01	43,35	0,00	0,20
Pr	74,74	0,00	0,30	0,01	0,94	0,00
P	0,46	0,50	0,00	1,64	0,20	0,01
F	1,70	0,19	0,01	0,20	0,65	0,00
S * Pr	0,17	0,68	0,00	12,77	0,00	0,07
S * P	0,03	0,87	0,00	3,96	0,05	0,02
S * F	0,84	0,36	0,00	0,48	0,49	0,00
Pr * P	0,28	0,60	0,00	1,37	0,24	0,01
Pr * F	0,16	0,69	0,00	3,53	0,06	0,02
P * F	0,96	0,33	0,01	0,00	0,99	0,00
S * Pr * P	0,02	0,90	0,00	2,66	0,10	0,02
S * Pr * F	0,48	0,49	0,00	1,21	0,27	0,01
S * P * F	0,48	0,49	0,00	0,73	0,40	0,00
Pr * P * F	0,05	0,83	0,00	0,45	0,50	0,00
S * Pr * P * F	0,79	0,38	0,00	0,08	0,78	0,00

Dans la première colonne, S= Site, Pr= Profondeur, P= pâturage et F= Feu précoce

La concentration du COS dans le site de Laba a été de 0,93-1,42 g kg⁻¹ dans la profondeur 0-20 cm et de 0,57-0,87 g kg⁻¹ à 20-50 cm.

Aucun des traitements (pâturage et feu précoce), ni leur interaction n'a eu un effet significatif sur la concentration du COS (Tableau 5). En fonction des traitements, des effets marginaux positifs de l'ordre de 5-16% et négatifs de l'ordre de -1 à -7% ont été observés (Tableau 5).

Tableau 5 :Concentrations de COS et leurs variations dues aux traitements *feu précoce*, *pâturage* et leurs interactions suivant deux niveaux de profondeur (0-20 et 20- 50 cm) sur le site de Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	0-20					20-50				
	Moy	IC 95 %		Var (%)	vP	Moy	IC 95 %		Var (%)	vP
		LI	LS				LI	LS		
P	1,2	1	1,4	5	0,683	0,72	0,59	0,84	0	0,940
sp	1,14	0,94	1,35			0,72	0,6	0,85		
F	1,24	1,03	1,44	12	0,380	0,77	0,64	0,89	15	0,277
sF	1,11	0,91	1,31			0,67	0,55	0,8		
P xF	1,33	1,05	1,62	16	0,332	0,78	0,6	0,96	13	0,751
P x sF	1,07	0,78	1,36	-7		0,66	0,48	0,83	-4	
sP x F	1,14	0,85	1,42	-1		0,76	0,59	0,93	10	
sP x sF	1,15	0,87	1,44			0,69	0,51	0,87		
Moyenne	1,17	0,93	1,42			0,72	0,57	0,87		

P=Pâturage, F= Feu précoce, sP= sans Pâturage, sF= sans Feu. IC= Intervalle de confiance, LI= Limite Inférieure, LS= Limites Supérieure, vP= valeur de la Probabilité et Var.= Variation

A Laba, les stocks moyens ont été de 21,5 t C ha⁻¹ dans la profondeur 0-20 cm et 16,9 t C ha⁻¹ à 20-50 cm. Les traitements appliqués durant les 20 ans ont différemment influencé ces stocks.

Le pâturage semble induire une réduction significative du carbone du sol ($F_{[1,42]}=9,98$, $P=0,003$, $\eta^2=0,192$). En effet le traitement pâturage et son interaction avec le feu ont causé des pertes de l'ordre de -36 à -38% dans la profondeur 20-50 cm. Le *feu précoce* a occasionné des pertes et des gains marginaux de -6% et +4 (respectivement dans la profondeur 0-20 cm et 20-50 cm) (Tableau 6)

Tableau 6: Stocks de carbone et leurs variations dues aux traitements *feu précoce*, *pâturage* et leurs effets cumulés suivant deux niveaux de profondeur (0-20 et 20- 50 cm) sur le site de Laba (sols grossiers) au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	0-20			Var		20-50			Var	
	Moy	IC 95 %		%	vP	Moy	IC 95 %		%	vP
		LI	LS				LI	LS		
P	21,2	17,8	24,5	-3	0,794	12,9	9,3	16,5	-38	0,003
sP	21,8	18,5	25,2			20,9	17,3	24,5		
F	20,8	17,5	24,2	-6	0,571	17,3	13,7	20,9	4	0,783
sF	22,2	18,8	25,5			16,6	13	20,2		
P x F	19,7	14,9	24,4	-9	0,448	12,9	7,7	18,2	-36	0,802
P x sF	22,7	17,9	27,4	5		12,9	7,9	17,9	-36	
sP x F	22	17,2	26,7	1		21,6	16,6	26,5	7	
sP x sF	21,7	16,9	26,4			20,2	15	25,4		
Moy	21,5	17,4	25,6			16,9	12,6	21,2		

P=Pâturage, F= Feu précoce, sP= sans Pâturage, sF= sans Feu. IC= Intervalle de confiance, LI= Limite Inférieure, LS= Limites Supérieure, vP= valeur de la Probabilité et Var.= Variation

La concentration du sol en carbone dans le site de Tiogo a été en moyenne de 1,08 g kg⁻¹ dans la profondeur 0-20 cm contre 0,67 g kg⁻¹ à 20-50 cm (Tableau 7). La concentration a significativement baissé de 38% entre les deux niveaux de profondeur.

L'analyse statistique révèle que les effets des traitements et leur interaction n'ont pas été statistiquement significatifs (P>0.05). Les variations de la concentration observées ont été marginales positive de 3-14% et négatives de -2 à -5% (Tableau 7).

Tableau 7: Concentrations de COS et leurs variations dues aux traitements *feu précoce*, *pâturage* et leurs interactions suivant deux niveaux de profondeur (0-20 et 20- 50 cm) sur le site de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	0-20				20-50				
	Moy	IC 95 %		Var(%)	P	Moy	IC 95 %		Var (%)
		LI	LS				LI	LS	P
P	1,11	0,99	1,24	6	0,683	0,68	0,59	0,78	3
sP	1,05	0,93	1,18			0,66	0,57	0,76	
F	1,07	0,94	1,19	-3	0,687	0,71	0,61	0,8	13
sF	1,1	0,98	1,23			0,63	0,54	0,73	
P x F	1,09	0,91	1,26	3	0,830	0,74	0,61	0,88	14
P x sF	1,14	0,97	1,32	8		0,62	0,49	0,76	-5
sP x F	1,04	0,87	1,22	-2		0,67	0,54	0,81	3
sP x sF	1,06	0,89	1,24			0,65	0,51	0,78	
Moyenne	1,08	0,93	1,23			0,67	0,56	0,79	

P=Pâturage, F= Feu précoce, sP= sans Pâturage, sF= sans Feu. IC= Intervalle de confiance, LI= Limite Inférieure, LS= Limites Supérieure, vP= valeur de la Probabilité et Var.= Variation

Le stock de carbone a été de 25,4 t C ha⁻¹ dans la profondeur 0-20 cm contre 30,2 t C ha⁻¹ à 20-50 cm (Tableau 8).

Dans ce site, la couche plus en profondeur (20-50 cm) a une teneur en carbone plus élevée. Les traitements n'ont eu aucun effet statistiquement significatif. Les plus fortes variations ont été induites par le feu précoce (F) et son interaction avec le pâturage (F x P) avec 20-25% dans la profondeur 20-50 cm. Les autres variations (positives ou négatives) ont été inférieures ou égale à 11% (Tableau 8).

Tableau 8 : Stocks de carbone et leurs variations dues aux traitements *feu précoce*, *pâturage* et leur interactions suivant deux niveaux de profondeur (0-20 et 20- 50 cm) sur le site de Tiogo(sols fins) au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	0-20					20-50				
	Moy	IC 95 %		Var(%)	vP	Moy	IC 95 %		Var(%)	vP
		LI	LS				LI	LS		
P	25,6	22,5	28,7	1	0,643	31	26,3	35,7	5	0,882
sP	25,3	22,2	28,4			29,5	24,8	34,2		
F	24,2	21,1	27,3	-9	0,275	32,9	28,3	37,6	20	0,107
sF	26,7	23,5	29,8			27,5	22,8	32,2		
P x F	24,3	19,9	28,7	-8	0,943	34,9	28,2	41,5	25	0,480
P x sF	26,9	22,5	31,3	2		27,1	20,5	33,8	-3	
sP x F	24,2	19,8	28,5	-8		31	24,4	37,6	11	
sP x sF	26,4	22	30,8			27,9	21,3	34,6		
Moyenne	25,4	21,7	29,2			30,2	24,6	35,9		

P=Pâturage, F= Feu précoce, sP= sans Pâturage, sF= sans Feu. IC= Intervalle de confiance, LI= Limite Inférieure, LS= Limites Supérieure, vP= valeur de la Probabilité et Var.= Variation

La concentration en carbone du sol a été homogène entre les deux sites. Elle a été de 1,17 g kg⁻¹ et 1,08 g kg⁻¹ dans la profondeur 0-20 cm respectivement pour le site de Laba et de Tiogo. A 20-50 cm de profondeur, la concentration a été de 0,72 g kg⁻¹ et de 0,67 g kg⁻¹ respectivement pour Laba et Tiogo. Dans les deux sites, les concentrations dans la profondeur 0-20 cm ont été significativement plus élevées (P<0.001) que celles de 20-50 cm.

Par contre, le niveau des stocks de carbone a été contrasté entre les deux sites. Les stocks de carbone à 0-20 cm (25,4 t C ha⁻¹) et 20-50 cm (30,2 t C ha⁻¹), dans les sols à textures fine de Tiogo ont été plus élevés que ceux des sols à texture grossière de Laba. Les stocks dans ce site ont été de 21,5 t C ha⁻¹ et 16,9 t C ha⁻¹ respectivement pour la profondeur 0-20 cm et 20-50 cm (Figure 16). A Tiogo, le

carbone s'est plus accumulé dans la profondeur 20-50 cm tandis qu'à Laba, le carbone est plus abondant à 0-20 cm de profondeur.

3-3-3-DISCUSSIONS

Le feu précoce n'a pas influencé significativement la concentration et le stock du carbone dans les deux sites. Le manque d'influence significative du feu sur la concentration du carbone observé dans les deux sites est en cohérence avec les résultats de Tilman *et al.* (2000), King *et al.* (2011) et Doamba *et al.* (2014) qui n'ont noté aucune influence significative du feu sur le stock du carbone au niveau du sol. Mais nos résultats sont contraires à ceux de Oluwole *et al.*, (2008) qui a enregistré une augmentation du carbone du sol. Selon lui, l'augmentation du COS est entretenue par la décomposition des racines des plantes mortes après leur consommation (Oluwole *et al.*, 2008). Cet écart avec nos résultats pourrait s'expliquer par le fait que dans nos deux sites d'étude, les espèces pérennes telles *Andropogon gayanus* et *Diheteropogon amplexans* sont les plus dominantes (Sawadogo *et al.*, 2008; Sawadogo, 1996a), et le feu précoce auquel ces espèces sont soumises ne brûle que leurs parties aériennes. Leurs parties souterraines restent intactes et rejettent quand les conditions hydriques deviennent meilleures (Sawadogo, 1996a). Hormis l'apport de la matière organique à travers la décomposition de la végétation touchée par le feu, l'augmentation du carbone du sol peut être due à un biais qui pourrait survenir lors de la conduite du protocole d'échantillonnage (Yan *et al.*, 2012). En effet, avant l'échantillonnage du sol, la litière à la surface du sol est dégagée afin d'éviter le mélange avec le sol. Mais dans les parcelles brûlées cette litière se transforme en particules très fines de taille <2 mm qui se mélangent inévitablement à l'ensemble des matériaux du sol dans l'horizon organique, pouvant provoquer ainsi une augmentation nette de la teneur en Carbone (Yan *et al.*, 2012).

En dehors des raisons évoquées plus haut, le manque d'influence *feux précoces* sur la concentration du carbone peut être expliqué par la lenteur du changement du carbone au niveau du sol (Ansley *et al.*, 2006). Par conséquent, avec l'intensité du *feu* pratiqué dans notre zone d'étude, la durée de 20 années pourrait être insuffisante pour observer les changements dans la concentration et les stocks de carbone.

Les stocks du COS dans la profondeur 0-20 cm dans les parcelles soumises au feu précoce (27,3 à 32,9 t C ha⁻¹) dans les sols argileux à Tiogo sont supérieurs à ceux de Ansley *et al.*, (2006) qui ont trouvé sur des sols limoneux argileux soumis au feu des valeurs allant de 23,9 à 25,3 t C ha⁻¹. Ces différences peuvent être expliquées par plusieurs facteurs comme le climat, les propriétés inhérentes des sols, la situation du paysage, la composition de la communauté végétale et les pratiques de gestion des pâturages (Reeder et Schuman, 2002; Han *et al.*, 2008).

Le pâturage n'a pas influencé la concentration du carbone dans les deux sites. Par contre il a influencé négativement les stocks du carbone dans la profondeur du sol 20-50 cm. Cela pourrait s'expliquer soit par l'augmentation de la masse du sol due à sa densification en profondeur, soit par une accumulation du carbone en profondeur dans les parcelles pâturées par le phénomène de lixiviation (Roose et Barthe, 2002).

Sur les deux sites, le stock moyen de carbone enregistré dans la profondeur 0-20 cm est de 24,1 t C ha⁻¹ sur les parcelles témoins (*Sans pâturage + sans feu*). Ce stock est nettement inférieur à celui des écosystèmes de savane en Australie qui est en moyenne de 46,8 t C ha⁻¹ dans la profondeur du sol 0-20 cm (Abril *et al.*, 2005). D'une manière générale, les niveaux de stock enregistrés dans cette étude sont relativement inférieurs aux stocks enregistrés par Hien *et al.*, (2006) dans des écosystèmes de savanes au Burkina Faso, et qui était de 61 t C ha⁻¹ en moyenne dans la profondeur 0-30 cm.

3-4- INFLUENCE DES CHANGEMENTS D'UTILISATION DES TERRES SUR LE CARBONE ORGANIQUE ET L'AZOTE DU SOL

L'impact des changements d'utilisation des terres sur les niveaux de CO₂ et le carbone (C) a considérablement attiré l'attention des scientifiques, particulièrement après le Protocole de Kyoto. L'estimation des stocks de carbone dans différents types de gestion des terres et de systèmes de cultures est très importante pour concevoir des systèmes d'utilisation des terres qui protègent ou qui séquestrent au mieux le carbone (Bationo *et al.*, 2007). Cependant, il y a une rareté de données sur les cycles et le stockage du COS dans la savane boisée et les options d'utilisation des terres qui y existent (Gattinger *et al.*, 2012). Plusieurs modèles (Port *et al.*, 2012; Pitman *et al.*, 2012; Dass *et al.*, 2013; Boysen *et al.*, 2014) ont été développés pour prédire la tendance, mais la plupart d'entre eux sont actuellement inadéquats dans le

contexte de l'Afrique (Bombelli *et al.*, 2009). Ces modèles ne peuvent que fournir un profil approximatif de l'Afrique étant donné qu'ils ont été généralement élaborés et validés dans des zones géographiques différentes des nôtres (Bombelli *et al.*, 2009). L'évaluation de l'influence des utilisations des terres s'avère donc nécessaire pour les écosystèmes de savane. Cela est particulièrement important en Afrique de l'Ouest où la transformation des forêts naturelles en zone d'agriculture devient une contrainte majeure à cause de la croissance rapide de la population (Bationo *et al.*, 2007). L'objectif de cette étude est de mesurer les stocks du Carbone (C) et de l'azote (N) organiques du sol ainsi que leur ratio (C/N) dans différents types d'utilisations des terres à savoir les zones boisées (forêts), les champs, les jachères et les zones inondables.

3-4-1-METHODOLOGIE

L'étude a été menée dans le site sentinelle de Tiogo décrit plus haut. Dans cette étude, nous avons considéré différentes utilisations des terres: Champs, jachères, zones inondables et zones boisées (forêts). Le système est fait de sorte que dans les grappes localisées dans la zone cultivée, les champs et les jachères sont disposés d'une manière randomisée (Figure 12). Ce dispositif permet ainsi d'avoir un échantillonnage représentatif pour capturer les effets des utilisations des terres sur le COS, N et le rapport C : N.

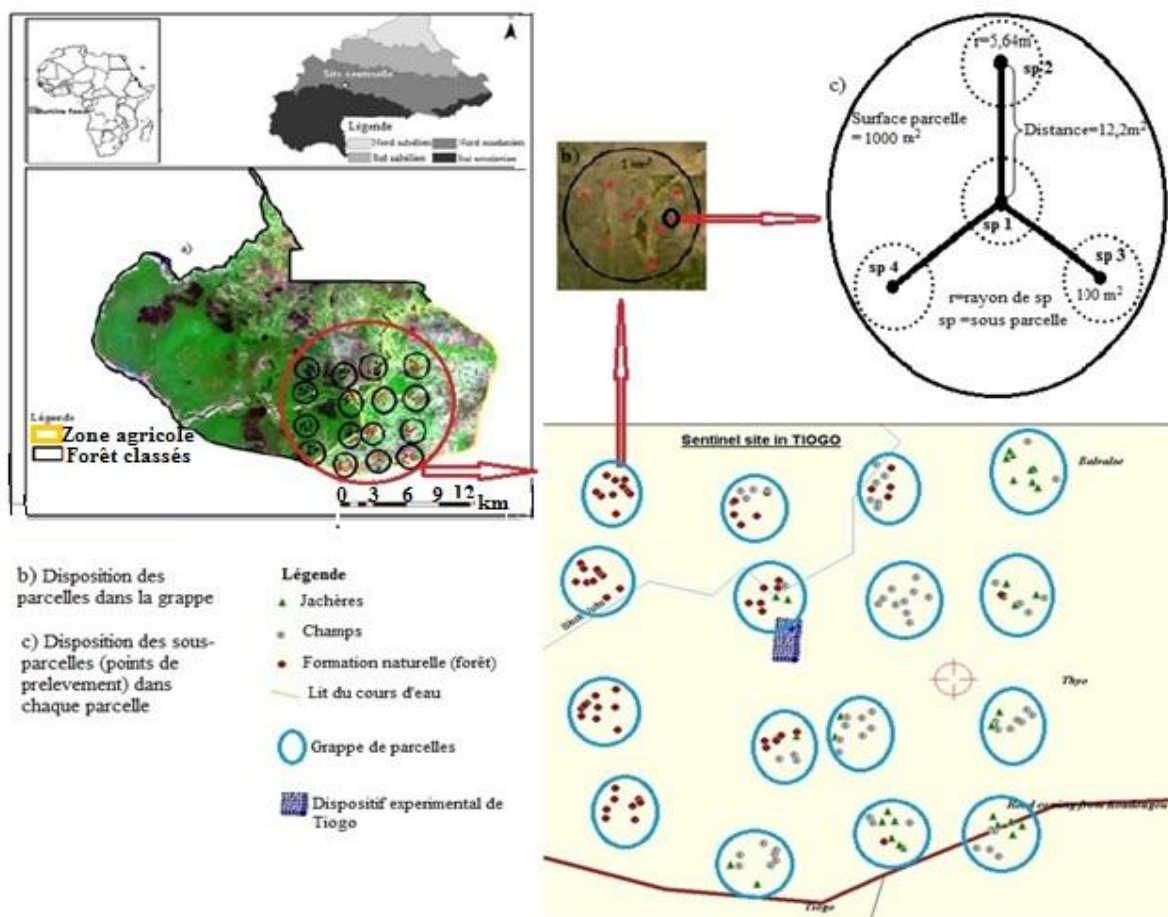


Figure 12: Distribution des grappes et des parcelles par type d'utilisation des terres sur le site sentinelle de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

Les sols ont été échantillonnés dans toutes les grappes et dans chacune des parcelles (1000 m²) du site sentinelle. Les procédures, techniques d'échantillonnage et le calcul des stocks ont été les mêmes que détaillés plus haut dans le chapitre 3-2. Le nombre d'échantillons composites par types d'utilisation des terres est synthétisé dans le tableau 9.

Tableau 9: Nombre d'échantillons par traitement et densité de la végétation ligneuse dans les parcelles étudiées à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

Utilisation des terres	Ech	Culture	durée	Arbustes (n ha ⁻¹)	IC à 95%		Arbres (n ha ⁻¹)	IC à 95%	
					BI	BS		BI	BS
Zone boisée (forêt)	60		-	712,3	546,9	877,6	610,2	470,5	749,8
Champs	62	Sorgho, Mil et Niébé	3 - 30 ans	288,0	125,3	450,7	99,7	0,0	237,1
Jachères	30		3 - 19 ans	763,9	537,5	990,3	382,7	191,5	573,9
Zones inondables	05		-	635,7	62,9	1208,5	550,1	66,3	1033,9

L'analyse a été faite au Laboratoire de sol de ICRAF à Nairobi au Kenya. Tous les échantillons ont été soumis à une analyse par spectroscopie proche infrarouge (SPIR ou *NIRS* pour *Near InfraRed Spectroscopy*). La méthode d'oxydation thermique (Skjemstad et Baldock, 2008) conformément à la norme ISO10694a été utilisée afin de déterminer la concentration du carbone organique total et l'azote du sol. Une fois que les concentrations ont été déterminées, les stocks de C et N ont été calculés en utilisant la formule 5 du chapitre 3. Le rapport C/N pour chaque type d'utilisation des terres a alors été calculé en utilisant la formule suivante :

$$C/N = \frac{\sum_{i=1}^n (C/N)_i}{n} \quad (7)$$

Avec (C/N)_i le ratio C/N d'une parcelle donnée, n le nombre de parcelles considérée.

Les données utilisées pour l'analyse concernent uniquement celles relatives à la profondeur 0-20 cm. Cela est dû au fait que sur plusieurs parcelles, les sols se sont avérés superficiels et donc il n'a pas été possible de prélever des échantillons pour tous les points à la profondeur 20-50cm. Pour chaque site, les moyennes des variables «stock du carbone», «stock d'azote» et «C/N» pour chaque type d'utilisation des terres, ont été soumises à une analyse de variance (ANOVA) univariée à l'aide du logiciel SPSS 20. Le modèle linéaire général (GLM) a été utilisé selon la formule suivante :

$$Y_i = \mu + \beta_i + U_j + \beta_{Gij} + e_{ij}$$

où Y_i est la variable explicative, μ est la moyenne générale, β_i est l'effet bloc i , UT_j est l'effet des types d'utilisation des terres j , le paramètre β_i comme aléatoire ; e_{ij} est l'erreur de mesure.

Les grappes et les parcelles ont été considérés comme effets de randomisation. Le test de Tukey a été utilisé pour séparer les moyennes des "stock" de carbone organique du sol des différents types d'utilisation des terres. Dans tous les cas, le niveau de P inférieur à 0,05 est considéré comme statistiquement significatif.

3-4-2-RESULTATS

La jachère ($9,7 \pm 1,8 \text{ t ha}^{-1}$) a eu le stock de carbone et d'azote les plus faibles comparativement aux autres types d'utilisation des terres (forêts, Champs et zones inondables) qui ont eu des stocks statistiquement semblables (Tableau 10). En effet, les analyses statistiques ont montré que les utilisations des terres ont influencé significativement les stocks du carbone et de l'azote organiques du sol. Il en est de même pour le ratio carbone-azote ($P < 0,001$).

Tableau 10: Stocks de Carbone organique du sol (COS), de l'azote (N) et du ratio C:N et leurs intervalles de confiance (CI) pour quatre différents types d'utilisation des terres.

	n	Moyenne Stock C (t ha^{-1})	IC (95%)		Moyenne Stock N (t ha^{-1})	IC (95%)		C/N	CI (95%)	
			LI	LS		LI	LS		LI	LS
Zone boisée (Forêt)	60	17,9 ^a	16,0	20,0	1,1 ^a	1,0	1,3	15,5 ^a	15,0	16,1
Jachère	32	9,7 ^b	7,8	12,0	0,8 ^b	0,6	1,0	12,3 ^b	11,5	13,2
Champs	62	14,6 ^a	13,7	15,6	1,1 ^a	1,1	1,2	12,8 ^b	12,5	13,1
Zone inondable	5	22,8 ^a	14,6	35,7	1,6 ^a	1,1	2,3	14,6 ^a	13,2	16,2
Ddl		3			3			3		
F		17,390			8,626			29,904		
P-value		<0,001			<0,001			<0,001		

n = Nombre d'échantillons ; IC= Intervalle de confiance ; LI = Limite Inférieure ; LS= Limite Supérieure

Les ratios C/N des champs et les jachères ne sont pas différents statistiquement. Toutefois ils ont été statistiquement différents de ceux des zones boisées et les zones inondables (Tableau 10).

3-4-3-DISCUSSION

La dégradation du couvert végétal liée à la déforestation est un réel problème au niveau mondial, compte tenu de la perte de la biomasse avec le stock de carbone qui y est lié. Dans le même temps, le changement de la végétation entraîne la modification des caractéristiques physico-chimiques du sol, ce qui peut aussi contribuer à une réduction des réserves du carbone organique du sol (Bonino, 2006).

Le niveau de stock de carbone de 16 à 20 t C ha⁻¹ obtenu dans la formation naturelle peut être comparable à celle de 8 à 20 t C ha⁻¹ trouvée au Sénégal par Touré *et al.* (2013). La faible quantité de carbone au niveau des jachères a été également soulignée par des travaux entrepris au nord du Ghana (Boakye-danquah *et al.*, 2014). Cependant, la teneur de carbone trouvé dans les jachères (13,05 t C ha⁻¹) et les champs (25,56 t C ha⁻¹) par ces mêmes auteurs est en moyenne supérieure à ce que nous avons trouvé dans notre étude (respectivement 9,7 et 14,5 t C ha⁻¹). Ces différences peuvent s'expliquer non seulement par les facteurs liés au climat (Han *et al.*, 2008; Reeder et Schuman, 2002), mais aussi par les différences de pratiques agricoles et l'âge des jachères.

Malgré une reconstitution de la végétation (Tableau 9), la jachère a eu un stock de carbone plus faible que les autres types d'utilisation des terres considérés dans cette étude. Plusieurs auteurs ont noté un accroissement considérable du carbone organique du sol dû à la jachère (Abril et Bucher, 2001; Ardo et Olsson, 2003; Preez *et al.*, 2011). Cela est dû au fait que la reconstitution du couvert végétal des terres agricoles augmente le stock de C au niveau de la biomasse aérienne. La végétation contribue à la régénération du stock du carbone du sol par le transfert des substances carbonées et la matière organique issue de la mortalité des racines fines dans leur processus de renouvellement. L'accumulation se produit jusqu'à ce que le sol atteigne un nouvel équilibre entre les apports (litière, rhizo-déposition) et les pertes (la respiration, la lixiviation) en carbone (Jandl *et al.*, 2007). Les jachères considérées dans notre étude ont des âges qui ont variés de 3 ans à 19 ans. Ce temps pourrait être assez court pour une reconstitution du carbone et de l'azote compte tenu de l'état de dégradation généralement avancé dans lequel les champs sont mis en jachère. Le temps assez long que met le carbone du sol pour se reconstituer a déjà été noté par Sierra *et al.*, (2012), qui ont signalé aucune tendance significative de la récupération du carbone du sol 35 années après perturbation. Il en

est de même pour l'azote pour lequel des travaux antérieurs ont montré que les niveaux de départ n'ont pu être atteints même après 52 années qui ont précédé la restauration de la forêt (Tavares *et al.*, 2011). Les études menées au Burkina dans le cadre du projet jachère confirment l'inefficacité de la jachère pour la restauration du stock organique du sol (Ouattara *et al.*, 2000). Cependant la jachère permet un retour rapide de la stabilité du sol au bout de 3 ans. Toutefois, ces études relèvent que le comportement dépend du type de la jachère, du sol, la nature de la végétation en place (Bernhard-Reversat *et al.* 2000).

L'équilibre de la matière organique dans les sols est perturbé par les activités humaines telles les pratiques agricoles. La quantité de carbone organique stocké dans les sols est le résultat de la différence entre les apports en carbone organique du sol et les taux de minéralisation dans chacun des réservoirs de carbone organique (Post et Kwon, 2000). Les activités agricoles peuvent donc augmenter ou diminuer la teneur du sol en matière organique dans le long terme (Bonino, 2006; Preez *et al.*, 2011). Dans notre zone, le travail du sol est généralement fait manuellement et les champs sont faiblement fertilisés (Ndo, 2014). Nos résultats indiquent que les quantités de fertilisants apportées ne sont pas suffisantes pour accroître la teneur du sol en carbone.

Les zones inondables qui sont localisées dans les bas glacis ont eu des stocks de carbone et d'azote élevés. Ces stocks pourraient être constitués grâce à l'érosion qui décape le carbone et l'azote des zones situées en hauteur, enrichissant ainsi les sédiments au niveau de ces zones humides (Roose et Barthe, 2002). Ces stocks ainsi constitué ont tendance à se stabiliser car l'hydromorphie ne favorise pas la minéralisation de la matière organique

3-5-CONCLUSION PARTIELLE

Les résultats de cette étude ont indiqué que le feu précoce et la coupe sélective du bois ont affecté différemment l'infiltration avec une différenciation en fonction des sites. Le feu précoce à Laba a affecté négativement l'infiltration de l'eau tandis qu'à Tiogo, il n'a pas eu d'effet significatif. Quant à la coupe sélective du bois, il a affecté positivement l'infiltration de l'eau à Laba tandis qu'à Tiogo, cet effet a été négatif. Cependant, les principaux effets du pâturage ainsi que l'effet combiné des trois

facteurs (pâturage, feu précoce et coupe sélective du bois) ont été négatifs sur l'infiltration de l'eau dans les deux sites.

Pour ce qui concerne le COS, les stocks de carbone à Laba ont été de l'ordre 14,95 à 27,43 t C ha⁻¹ à 0-20 cm et de 7,75 à 26,54 t C ha⁻¹ à 20-50 cm en fonction des traitements. A Tiogo, ces stocks ont varié de 19,77 à 31,28 t C ha⁻¹ et de 20,49 à 41,51 t C ha⁻¹ respectivement dans les profondeurs 0-20 cm et 20-50 cm. Dans les sites de Laba et de Tiogo, le feu précoce n'a pas eu d'influence significative. Il ya une interaction entre le pâturage et le site. A Laba, le pâturage n'a pas eu un effet significatif dans la profondeur de sol 0-20 cm. Par contre à 20-50 cm il a influé d'une manière très hautement significative le stock du carbone. A Tiogo l'effet du pâturage n'a pas été significatif. De ce qui précède nous pouvons conclure que :

- Le feu précoce est effectivement une bonne alternative aux feux tardifs dans le cadre de projets de séquestration du carbone. Néanmoins sa pratique doit tenir compte des spécificités biophysiques des sites.
- La pratique du pâturage est négative sur l'infiltration de l'eau. Les études doivent être poursuivies en vue de caractériser la charge optimale de pâture pour une bonne préservation de nos sols.
- La coupe sélective telle que prescrite affecte l'infiltration de l'eau dépendamment du type de sol. Des niveaux de coupes en relation avec les conditions du sol doivent être engagés pour une bonne conservation des sols.

CHAPITRE 4 : EFFETS DES PERTURBATIONS A LONG TERME SUR LA BIOMASSE LIGNEUSE SOUTERRAINE ET AERIENNE

4-1-INTRODUCTION

Les discussions sur l'après-Protocole de Kyoto ont été fortement orientées sur la réduction des niveaux de CO₂ dans l'atmosphère par le biais d'une augmentation de la séquestration du C dans la végétation terrestre (Kumar et Nair, 2011). Ces dernières décennies, le feu précoce a été prescrit comme un outil de gestion des écosystèmes de savane afin de minimiser de graves risques écologiques dûs aux feux tardifs et d'améliorer la production de pâturage pour les animaux sauvages et domestiques (Bellefontaine *et al.*, 2000; Sawadogo *et al.*, 2005). De plus, l'intensité de pâturage est en cours d'évaluation pour soutenir une intégration durable des activités pastorales dans la politique de gestion de la forêt, tandis que la coupe sélective des arbres a été recommandée sur une base de rotation afin de soutenir la production de bois de feu.

De nombreuses données sur les feux précoces, le pâturage et leurs effets sur la dynamique de la végétation sont désormais disponibles (Sawadogo *et al.*, 2002; Sawadogo *et al.*, 2007a; Zida *et al.*, 2007; Sawadogo *et al.*, 2008; Dayamba *et al.*, 2010; Sawadogo *et al.* 2012; Doamba *et al.* 2014). Malheureusement, l'influence directe de ces perturbations sur l'accumulation de la biomasse dans les compartiments aériens et souterrains dans les écosystèmes de savane est insuffisamment abordée (Sawadogo *et al.*, 2005b; Bayala *et al.*, 2006; Berhanu *et al.*, 2007; Beringer *et al.*, 2007).

Dans ce chapitre, notre étude s'est portée sur l'évaluation de l'influence à long terme des pratiques de perturbations telles le pâturage, le feu précoce et la coupe sélective des arbres et de leurs interactions sur (1) la biomasse des racines (fines et grossières) à deux profondeurs de sol (0-20 cm et 20-50 cm) et l'accumulation de la biomasse aérienne des arbres et arbustes avec un diamètre à hauteur de poitrine (dhp) > 3 cm.

4-2-EFFETS CUMULES DE 20 ANS DE PÂTURAGE DU BÉTAIL, FEU PRÉCOCE ET DE COUPE SÉLECTIVE DES ARBRES SUR LA BIOMASSE SOUTERRAINE

Les racines des végétaux constituent une composante majeure pour le stock de carbone terrestre (Waisel *et al.*, 1996), et influencent en grande partie le développement de la biomasse aérienne (Dipesh et Schuler, 2013). Par conséquent,

des mesures fiables de la biomasse racinaire sont nécessaires pour améliorer la précision de l'estimation du bilan carbone dans les écosystèmes de savane (Alves *et al.*, 2010; Ribeiro *et al.*, 2011).

Cette étude vise à répondre à la question suivante: des pratiques à long terme des modes d'aménagement tels le pâturage, le feu précoce et la coupe sélective des arbres et de leurs interactions peuvent-elles influencer la biomasse des racines (fines et grossières) dans un écosystème de savane? Spécifiquement, il s'agissait de (1) déterminer comment les grosses racines et les racines fines se répartissent suivant le profil du sol et à quelle proportion elles contribuent à la biomasse totale et, (2) évaluer la façon dont les racines fines et grossières varient en fonction du type de perturbation.

4-2-1-METHODOLOGIE

4-2-1-1-Mesures de la biomasse racinaire

Les études ont été réalisées dans les sites de Tiogo et de Laba décrits plus haut (cf. Chapitre 2-3-1). Cependant dans cette étude, les traitements de « 2 ans de protection et ensuite feu précoce » et « enrichissement » n'ont pas été considérés, compte tenu du fait qu'ils n'ont pas été poursuivis (Sawadogo, 2009a).

L'échantillonnage s'est fait par extraction de monolithes. Les procédures d'extraction des monolithes ont largement été utilisées et décrites dans la littérature (Groot *et al.*, 1998; Vogt *et al.*, 1998; Rau *et al.*, 2009; Ping *et al.*, 2010; Krishnamuthy *et al.*, 2012; Taylor, *et al.*, 2013). Brièvement, des échantillons ont été prélevés dans chaque parcelle. Ce prélèvement a été fait en saison pluvieuse au cours des mois de juillet et août et a tenu compte de l'hétérogénéité de la végétation rencontrée dans chaque parcelle (Photo 1). Dans les différentes parcelles d'étude, les types de végétation suivants ont été rencontrés : Type 1: Principalement dominé par des herbacées annuelles telles que *Loudetia togoensis*, *Setaria pallide-fusca*, *Aspilia bussei*, *Microchloa indica*, etc. ; Type 2: Dominé par les herbacées pérennes telles que *Andropogon gayanus*, *Diheteropogon amplexans*, etc. ; Type 3: Dominé par des espèces semi-ligneuses notamment *Cochlospermum planchoni*, *Chasmopodium caudatum* ; Type 4: Principalement dominé par un groupement d'espèces ligneuse, essentiellement des combrétacées comme *Combretum micranthum*, *combretum nigricans*, *Detarium microcarpum* et des herbacées annuelles (*Loudetia togoensis*,

Setaria pallide-fusca, *Aspilia bussei*, *Microchloa indica*) ; Type 5: combrétacées (*Combretum micranthum*, *Combretum nigricans*,) + herbacées pérennes (*Andropogon gayanus*, *Diheteropogon amplexans* etc) et Type 6: les alentours des termitières.

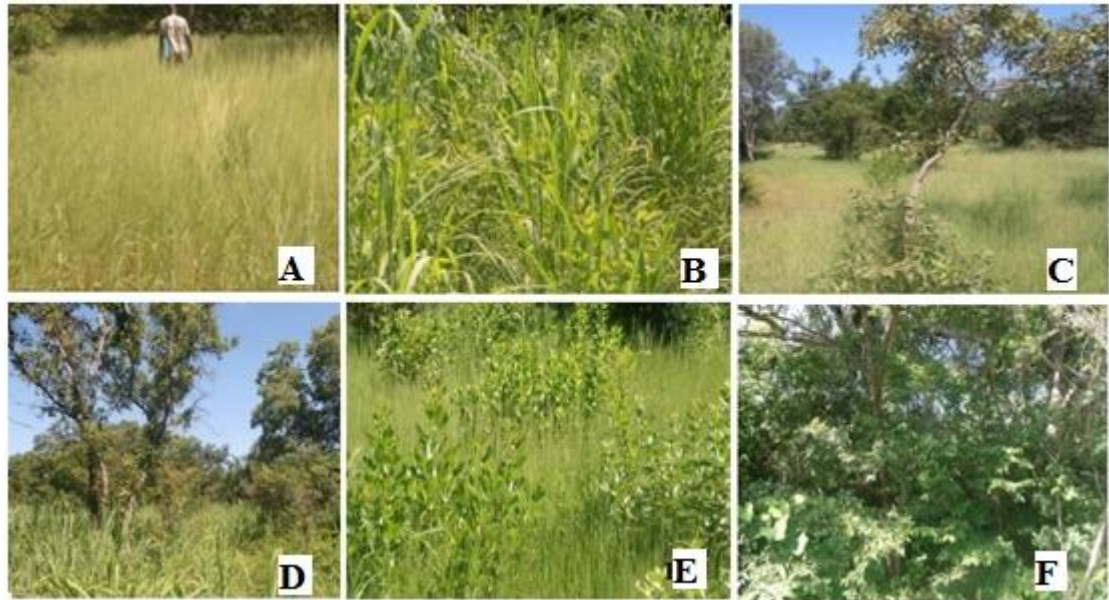


Photo 1: Physionomie de la végétation dans différentes parcelles d'étude à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. A=Type 1: Principalement dominé par des d'herbacées annuelles ; B=Type 2: Dominé par des herbacées pérennes ; C=Type 3: Dominé par des espèces semi-ligneuses. D=Type 4 : Dominé par de Combrétacées + herbacées annuelles ; E=Type 5: Dominé par Combrétacées + herbacées pérennes et F=Type 6 : Autour des termitières

Deux points de relevé ont été installés dans chaque type de végétation trouvée au niveau de chaque parcelle. Ainsi, 4 à 10 monolithes ont été soigneusement prélevés à des profondeurs de 50 cm en prenant soin de séparer les couches à 0-20 cm et 20-50 cm. Compte tenu de la difficulté liée à la définition et la reconnaissance visuelle des racines fines mortes (Ping *et al.*, 2010), nous n'avons pas fait de distinction entre racines vivantes et mortes. La biomasse prélevée à chaque niveau de profondeur a été scindée en deux entités: biomasse de grosses racines (diamètre > 2mm) et biomasse racines fines (diamètre ≤ 2mm). Les racines ont été triées d'abord manuellement et conditionnées dans des sacs en plastiques (Photo 2). Ensuite, le poids frais pour chaque entité a été mesuré immédiatement. Les racines fines non triées par cette première phase l'on tété après lavage des échantillons de sol transportés au Laboratoire. Pour ce faire, et dans l'impossibilité de transporter tout le sol au laboratoire, nous avons procédé de la manière suivante : A chaque

niveau de profondeur considéré, avant de remuer le sol, un sous échantillon a été prélevé à l'aide d'un petit cadre métallique de dimension connue (10x10x5cm).



Photo 2: Procédure d'extraction des racines à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. (A)= Fixation du matériel de dimensions connues. (B)= Matériels utilisés pour l'échantillonnage. B1 = Coffret métallique (25×25×50) utilisé pour l'extraction des monolithes. B2 = Petit coffret métallique (10×10×5 cm) utilisé à chaque profondeur du sol pour prélever l'échantillon pour le lavage au Laboratoire. C et D= sols issus de blocs de terres prélevés et tris manuel des racines

Cet échantillon a été transporté au laboratoire pour le lavage en vue de trier les racines très fines qui n'auraient pas été triées au champ. Pour le lavage, nous avons confectionné un matériel semblable à ceux utilisés par Pucheta *et al.*, (2004) et Klumpp *et al.*, (2007) pour laver et séparer les racines d'une manière efficace. Le matériel est composé de deux récipients (50 cm de diamètre) couvert respectivement par des tamis de maille 5 et 2 mm et connectés verticalement (Photo 3).



Photo 3: Dispositif de lavage du sol pour la séparation des racines fines. A= les deux pièces du dispositif, B & C=Assemblage vertical des deux pièces, D= Mise en place de l'échantillon de sol et E= lavage.

Les racines fines extraites après lavage ont été pesées et le poids extrapolé pour le volume des monolithes prélevés pour chaque profondeur. Le poids trouvé a été ajouté à celui des racines triées sur le terrain. Le poids sec est obtenu après séchage à l'étude à 105° C jusqu'au poids constant. Les racines fines et les grosses racines ont été mises ensemble pour déterminer la biomasse totale de racines à chaque profondeur. Dans le but de pouvoir comparer nos résultats avec ceux des études antérieures, le poids des racines estimé en gramme sur les 0,0625 m² a été rapporté en tonne par hectares (t ha⁻¹) en utilisant la formule suivante :

$$Biomasse (t ha^{-1}) = \frac{10000 * Poids_{0.0625m^2}(en tonne)}{0,0625} \quad (1)$$

4-2-1-3-Analyses des données

Les analyses statistiques ont été faites en utilisant XLSTAT Version 2014.2.07 et IBM SPSS Statistiques 22. Le test de Grubb a été utilisé pour rechercher les données aberrantes et celles qui sont apparus aberrante sont été supprimées. Le test de normalité Shapiro-Wilk a été réalisé. Après avoir constaté que les données ne sont pas normalement distribuées, elles ont été transformées en utilisant le logarithme népérien. Le modèle linéaire général a été utilisé pour faire une analyse de variance multivariée, et le test de Tukey a été utilisé pour séparer les moyennes (*pâturage, feu précoce et coupe sélective*).

Pour chaque facteur, la magnitude de l'effet des traitements sur la variation des variables (concentration et stocks) a été déterminée en utilisant Eta carré (η^2). L'effet est jugé faible, modéré ou important si la valeur de η^2 est de l'ordre de 1%; 6% ou

14% respectivement (Cohen, 1988). Dans tous les cas, le niveau de $P < 0,05$ est considéré comme statistiquement significatif. Le modèle linéaire général (GLM) a été utilisé selon la formule suivante :

$$Y_{ijkl} = \mu + \beta_i + G_j + F_k + C_l + \beta_{Gij} + GF_{jk} + GC_{jl} + FC_{kl} + GFC_{jkl} + e_{ijkl}$$

où Y_{ijkl} est la variable explicative, μ est la moyenne générale, β_i est l'effet bloc i , G_j est l'effet de la pâture j , F_k est l'effet du feu k , C_l est l'effet de la coupe l . Les paramètres G_j , F_k et C_l et leurs interactions ont été considérés comme fixes et le paramètre β_i comme aléatoire ; e_{ijkl} est l'erreur de mesure. La variation spatiale de la végétation, le type de la végétation et les parcelles ont été considérés comme facteurs de randomisation.

4-2-2-RESULTATS

Les résultats des analyses statistiques montrent que les paramètres mesurés ont varié en fonction des sites. Par conséquent nous présentons les résultats par site.

4-2-2-1-Site de Tiogo

Tableau 11 : Résultats des analyses statistiques sur les effets des différents facteurs (profondeur du sol, pâturage, feu précoce et coupe sélective du bois) et leurs interactions sur la biomasse des grosses racines, racines fines et de la totalité des racines à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

Trait	Ln (Biomasse GR)				Ln (Biomasse RF)				Ln (Biomasse BT)			
	ddl	F	P	η^2	ddl	F	P	η^2	ddl	F	P	η^2
G	1	0,01	0,92	0,00	1	0,10	0,76	0,00	1	0,00	0,95	0,00
F	1	0,36	0,55	0,00	1	0,03	0,86	0,00	1	0,39	0,53	0,00
C	1	0,01	0,92	0,00	1	0,79	0,37	0,00	1	0,00	1,00	0,00
N	1	14,5	0,00	0,03	1	45,2	0,00	0,10	1	16,1	0,00	0,04
GxF	1	6,09	0,01	0,01	1	5,89	0,02	0,01	1	7,13	0,01	0,02
GxC	1	0,53	0,47	0,00	1	2,06	0,15	0,00	1	0,86	0,35	0,00
FxC	1	1,40	0,24	0,00	1	0,01	0,93	0,00	1	2,13	0,15	0,01
GxN	1	0,43	0,51	0,00	1	0,13	0,72	0,00	1	0,48	0,49	0,00
FxN	1	1,51	0,22	0,00	1	3,10	0,08	0,01	1	1,88	0,17	0,00
CxN	1	0,09	0,77	0,00	1	0,00	0,96	0,00	1	0,10	0,75	0,00
GxFxC	1	6,97	0,01	0,02	1	0,35	0,56	0,00	1	7,34	0,01	0,02
GxFxN	1	0,58	0,45	0,00	1	0,04	0,83	0,00	1	0,73	0,39	0,00
GxCxN	1	0,15	0,70	0,00	1	0,01	0,91	0,00	1	0,13	0,72	0,00
FxCxN	1	0,51	0,47	0,00	1	0,04	0,85	0,00	1	0,31	0,58	0,00
GxFxCxN	1	1,07	0,30	0,00	1	0,59	0,44	0,00	1	0,92	0,34	0,00
Erreur	419				419				419			

Notes : Dans la colonne « traitement », N= niveau de profondeur, P= pâturage, F= feu précoce, C= coupe sélective du bois.

Dans le site de Tiogo, la biomasse des racines fines a été en moyenne de 2 t ha⁻¹ dans la profondeur 0-20 cm et de 1,5 t ha⁻¹ à 20-50 cm. La biomasse des racines fines, dans la profondeur 0-20 est significativement plus élevée que celle de la profondeur 20-50 cm.

Les traitements de *feu précoce*, le *pâturage* et la *coupe sélective* appliqués pendant 20 ans n'ont pas influencé significativement la biomasse des racines fines (Figure 13).

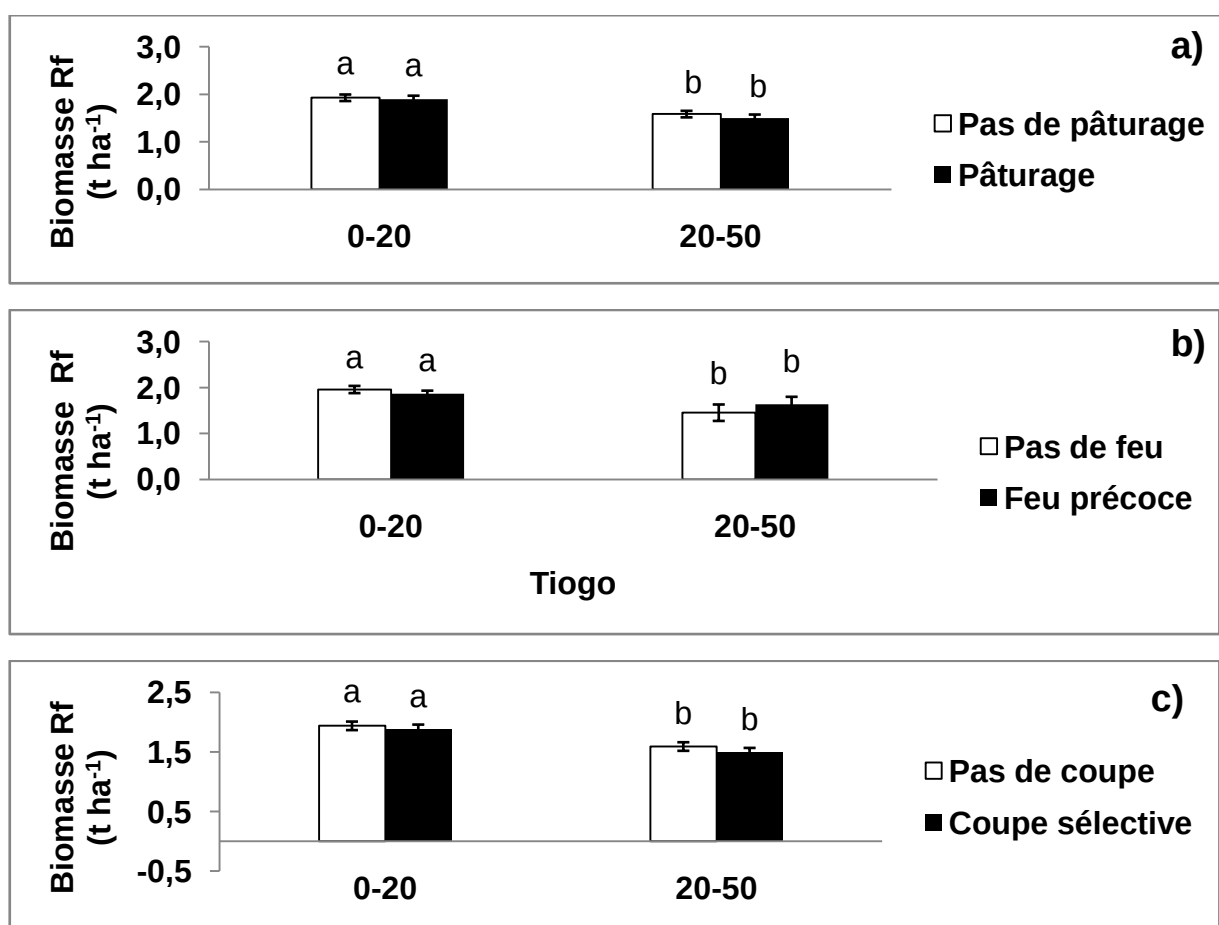


Figure 13 : Variations des effets des traitements sur la biomasse des racines fines (**Rf**) ($\varnothing < 2$ mm) après 20 ans d'application entre parcelles pâturées et pâturées, feu précoce et sans feu, Coupe sélective et sans coupe dans des sols à texture argileuse à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. Sur chaque figure (a, b et c) les biomasses avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$)

Contrairement aux principaux effets des traitements, l'application simultanée du pâturage et du feu précoce a significativement ($F_{1,419} = 5,89$; $P < 0,01$) influencé la biomasse des racines fines comparativement à la parcelle témoin (Tableau 11). Les autres interactions des traitements n'ont pas été significatifs (Figure 14)

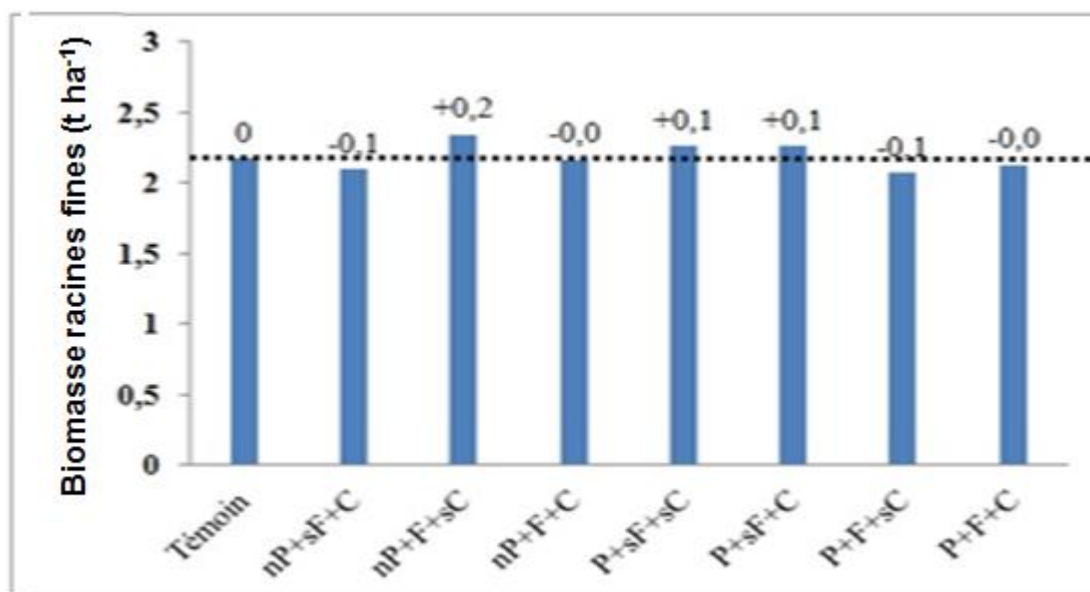


Figure 14 : Variation des effets cumulés du pâturage, coupe sélective du bois et le feu précoce sur la biomasse des racines fines ($\varnothing < 2$ mm) (**Rf**) sur des sols argileux à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. nP : Parcelles non pâturées, P= Parcelles pâturées, F= feu précoce, sF= Sans feu, C= Coupe sélective du bois et sC= Sans coupe. Les traitements avec étoiles signifie qu'ils sont significativement différents avec le témoin ($P < 0.05$)

La biomasse des grosses racines a été en moyenne de 26 t ha^{-1} , répartis d'une manière contrastée entre les deux niveaux de profondeur. La biomasse dans la profondeur 0-20 (15 t ha^{-1}) a été significativement supérieure ($P < 0,001$) à celle de 20-50 cm (11 t ha^{-1}).

Les traitements appliqués durant les 20 ans n'ont pas influencé significativement ($P > 0,05$) la biomasse des grosses racines. Néanmoins, le traitement feu précoce et *pâturage* ont contribué à homogénéiser les grosses racines entre les deux niveaux de profondeurs (Figure 15). La biomasse à 0-20 cm des grosses racines dans les parcelles pâturées et brûlées, n'a pas été significativement différente ($P > 0,05$) de celle à 20-50 cm.

Tout comme pour les racines fines, l'application simultanée du pâturage et du feu précoce a significativement ($F_{1,419} = 6,09$; $P < 0,01$) influencé la biomasse des grosses racines (Tableau 11)

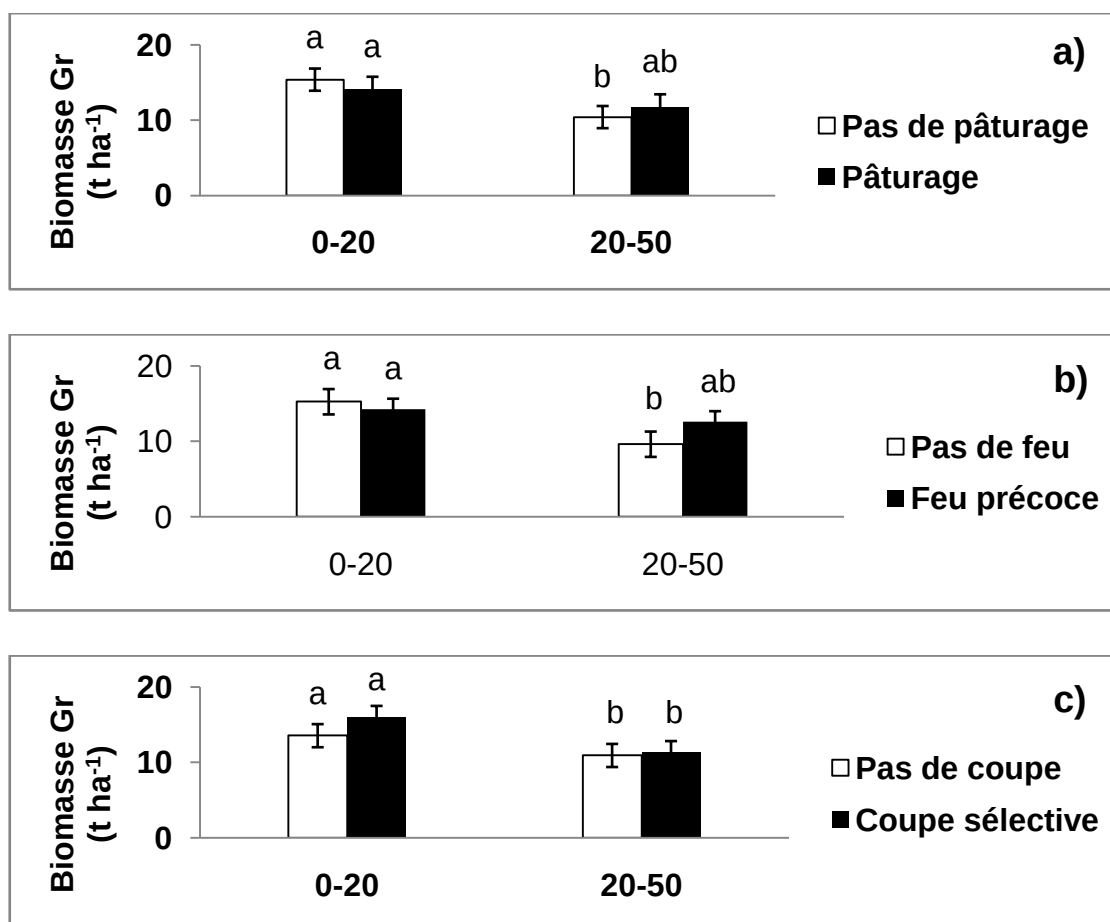


Figure 15: Variations des effets des traitements sur la biomasse des grosses racines (**Gr**) après 20 ans d'application entre parcelles pâturées et pâturées, feu précoce et sans feu, coupe sélective et sans coupe dans des sols à texture argileuse Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. Sur chaque figure (a, b et c) les biomasses avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$) IC= Intervalle de confiance ; LI = Limite Inférieure ; LS= Limite Supérieure

La biomasse totale des racines à Tiogo est en général de 30 t ha^{-1} répartie entre la profondeur 0-20 cm (17 t ha^{-1}) et 20-50 cm (13 t ha^{-1}) (Tableau 13). Dans ce site, les traitements n'ont pas affecté significativement ($P > 0,05$) la biomasse racinaire totale (Figure 16). Pour la biomasse totale, l'application simultanée du pâturage et du feu précoce ($F_{1,419} = 7,13$; $P < 0,01$) ainsi celle simultanée du pâturage, feu précoce et coupe sélective ($F_{1,419} = 7,34$; $P < 0,01$) ont significativement influencé la biomasse (Tableau 11)

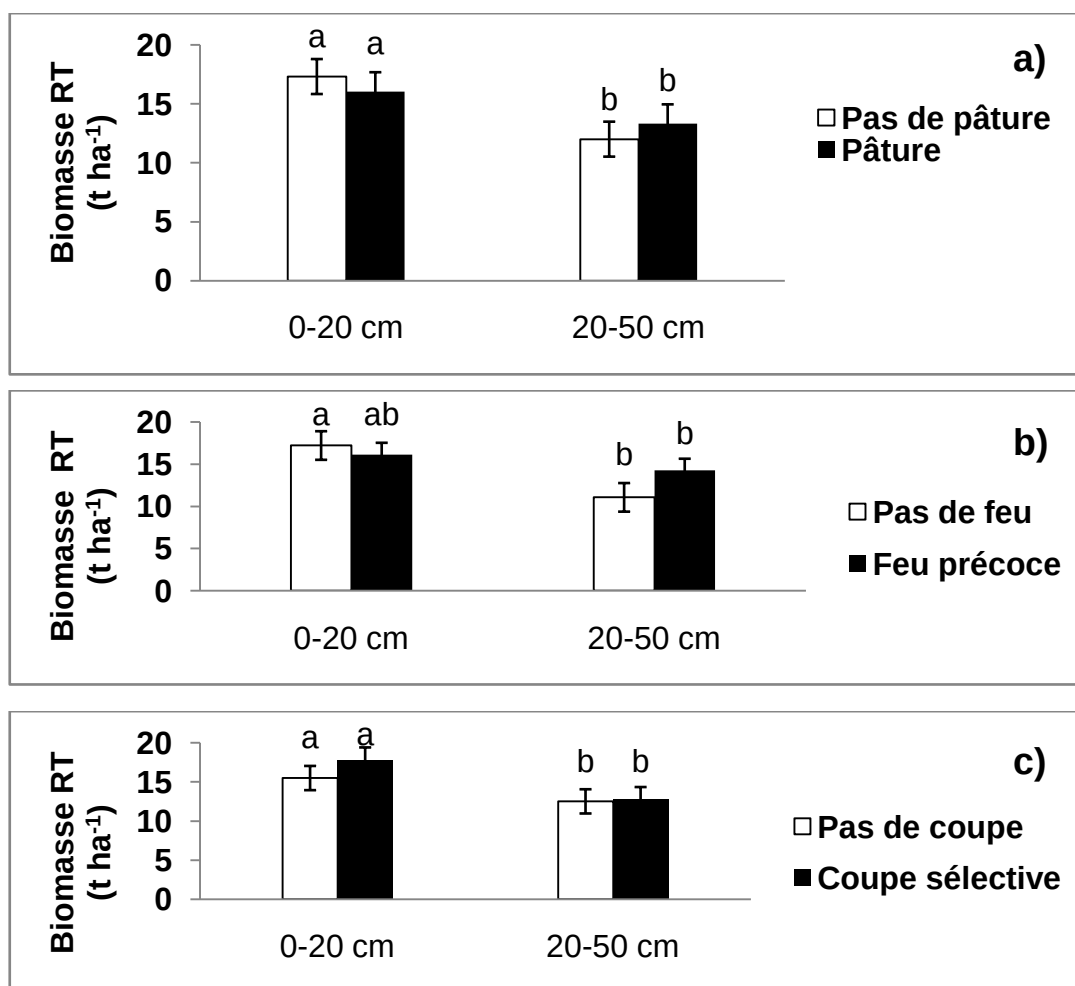


Figure 16 : Variations des effets des traitements sur la biomasse totale des racines (RT) après 20 ans d'application entre Parcelles pâturées et pâturées, feu précoce et sans feu, coupe sélective et sans coupe dans des sols à texture argileuse à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. Sur chaque figure (a, b et c) les biomasses avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$)

4-2-2-2-Site de Laba

Tableau 12: Résultats des analyses statistiques sur les effets des différents facteurs (profondeur du sol, pâturage, feu précoce et coupe sélective du bois) et leurs interactions sur la biomasse des grosses racines, racines fines et de la totalité des racines à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

Trait	Ln (Biomasse GR)				Ln (Biomasse RF)				Ln (Biomasse BT)			
	ddl	F	P	η^2	ddl	F	P	η^2	ddl	F	P	η^2
G	1	4,46	0,07	0,01	1	10,6	0,00	0,03	1	5,77	0,02	0,02
F	1	0,01	0,92	0,00	1	11,5	0,00	0,04	1	0,10	0,75	0,00
C	1	6,70	0,01	0,02	1	0,90	0,34	0,00	1	6,19	0,01	0,02
N	1	0,08	0,77	0,00	1	52,0	0,00	0,14	1	0,82	0,37	0,00
GxF	1	0,76	0,38	0,00	1	2,69	0,10	0,01	1	0,89	0,35	0,00
GxC	1	0,97	0,32	0,00	1	0,96	0,33	0,00	1	0,84	0,36	0,00
FxC	1	0,75	0,39	0,00	1	2,14	0,14	0,01	1	0,74	0,39	0,00
GxN	1	1,16	0,28	0,00	1	0,20	0,65	0,00	1	1,04	0,31	0,00
FxN	1	0,03	0,85	0,00	1	0,01	0,94	0,00	1	0,00	0,96	0,00
CxN	1	0,42	0,52	0,00	1	0,45	0,50	0,00	1	0,17	0,68	0,00
GxFxC	1	3,21	0,07	0,01	1	3,41	0,04	0,01	1	3,93	0,05	0,01
GxFxN	1	0,00	1,00	0,00	1	1,54	0,22	0,00	1	0,01	0,91	0,00
GxCxN	1	0,78	0,38	0,00	1	1,03	0,31	0,00	1	0,61	0,44	0,00
FxCxN	1	0,55	0,46	0,00	1	1,42	0,23	0,00	1	0,29	0,59	0,00
GxFxCxN	1	0,52	0,47	0,00	1	0,52	0,47	0,00	1	0,41	0,52	0,00
Erreur	309				309				309			

Notes : Dans la colonne « traitement », N= niveau de profondeur, P= pâturage, F= feu précoce, C= coupe sélective du bois

La biomasse des racines fines a été en moyenne de 1,8 t ha⁻¹ dans la profondeur 0-20 contre 1,2 t ha⁻¹ à 20-50 cm. Dans ce site, les traitements de *pâturage* et le *feu précoce* durant les 20 ans ont influencé négativement la biomasse des racines fines. La biomasse dans les parcelles pâturées (1,6 et 1,1 t ha⁻¹ respectivement dans la profondeur 0-20 cm et 20-50 cm) a été significativement inférieure à celle des parcelles non pâturées (2,0 et 1,3 t ha⁻¹ respectivement à 0-20 cm et 20-50 cm) (Tableau 12). Egalement, la biomasse dans les parcelles brûlées (1,6 et 1,1 t ha⁻¹ respectivement à 0-20 cm et 20-50 cm) a été significativement ($P < 0,01$) plus faible que celle des parcelles non brûlées (2,0 et 1,3 t ha⁻¹ respectivement à 0-20 cm et 20-50 cm) (Figure 17). La coupe sélective du bois n'a pas affecté significativement la biomasse des racines fines ($F_{1,309} = 0,90$, $P = 0,34$) (Tableau 12).

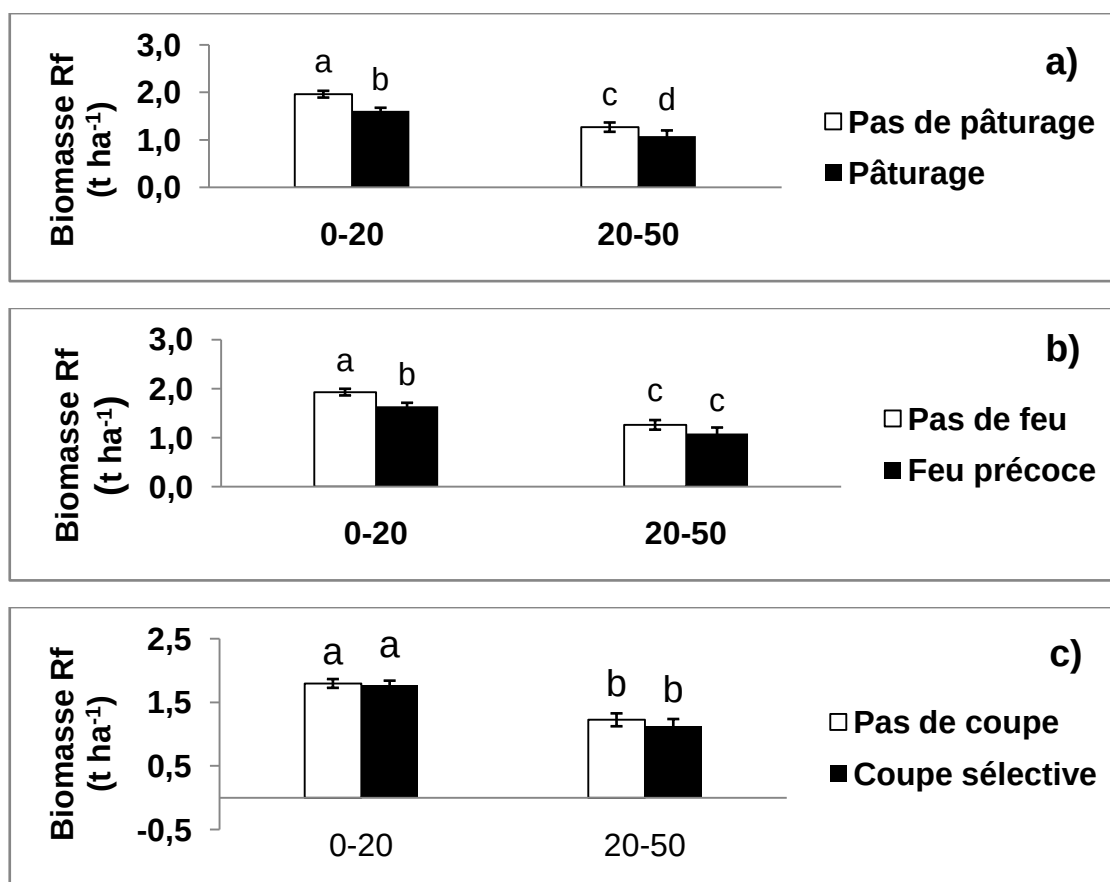


Figure 17 : Variations des effets des traitements sur la biomasse des racines fines (**Rf**) ($\varnothing < 2$ mm après 20 ans d'application entre parcelles pâturées et pâturées, feu précoce et sans feu, coupe sélective et sans coupe dans des sols à texture grossière à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. Sur chaque figure (a, b et c) les biomasses avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$)

La pratique simultanée à long terme des traitements pâturage, feu précoce et coupe sélective a contribué à réduire significativement de $0,6 \text{ t ha}^{-1}$, la biomasse des racines fines (Figure 18). En effet, les analyses statistiques ont montré que les effets cumulés sur la biomasse des racines fines ont été significativement négatifs ($F_{1,309} = 3,41$, $P = 0,04$) pour *pâturage* x *feu précoce* et *pâturage* x *feu précoce* x *coupe sélective de bois* (Tableau12). Les autres interactions n'ont pas été significatives ($P > 0,05$).

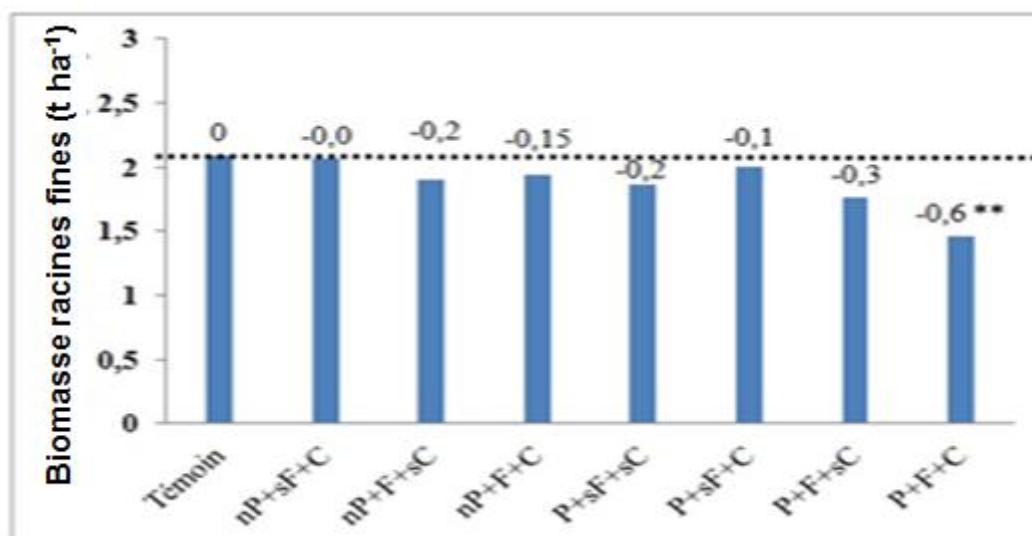
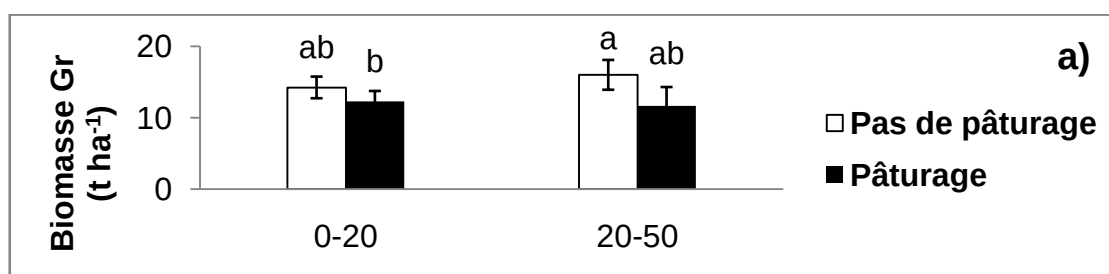


Figure 18 : Variations des effets cumulés du pâturage, coupe sélective du bois et le feu précoce sur la biomasse des racines fines ($\varnothing < 2$ mm) sur des sols sablonneux à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. nP : Parcelles non pâturées, P= Parcelles pâturées, F= feu précoce, sF= Sans feu, C= Coupe sélective du bois et sC= Sans coupe. Les traitements avec étoiles signifie qu'ils sont significativement différents avec le témoin ($P < 0.05$)

La biomasse des grosses racines ont été de 13 t ha^{-1} dans la profondeur 0-20 cm et de 14 t ha^{-1} dans la profondeur 20-50 cm. Les parcelles soumises à la coupe sélective ($11,2 \text{ t ha}^{-1}$ et $13,1 \text{ t ha}^{-1}$ respectivement dans la profondeur 0-20 cm et 20-50 cm) ont eu une biomasse de grosses racines plus faible comparées à celles des parcelles non coupées ($15,3$ et $14,5 \text{ t ha}^{-1}$, respectivement dans la profondeur 0-20 cm et 20-50 cm). Cette différence est significative seulement dans la couche 0-20 cm où la différence de biomasse entre les deux parcelles est de plus de 4 t ha^{-1} . Les écarts de la biomasse racinaire dus au pâturage et le feu précoce sont négligeables. En effet, la biomasse des grosses racines n'a pas été affectée par le pâturage ($F_{1,309} = 4,46$, $P = 0,07$) et le feu précoce ($F_{1,309} = 0,01$, $P = 0,92$) (Figure 19)



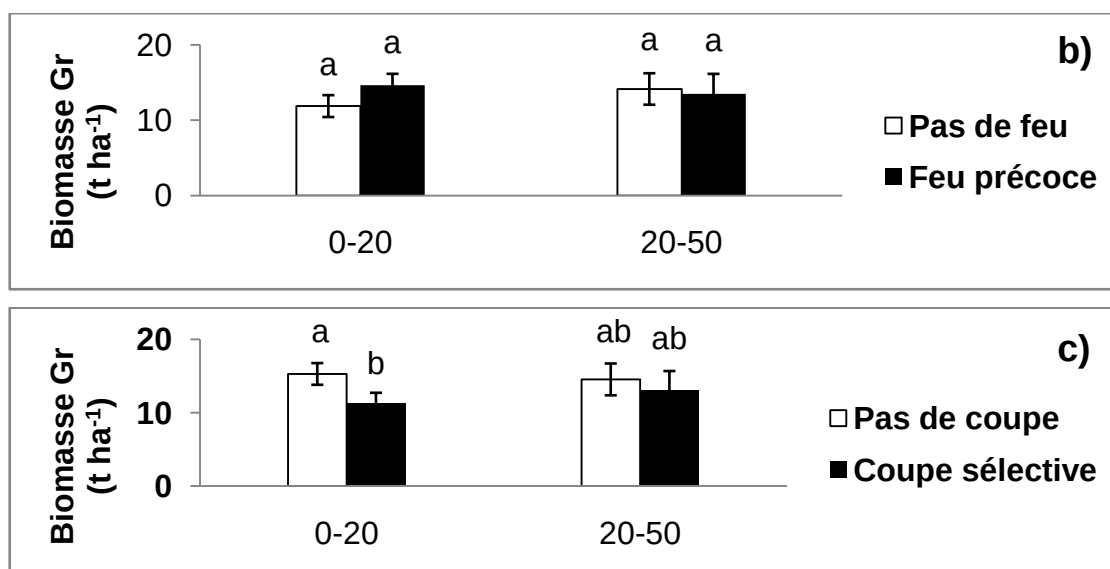
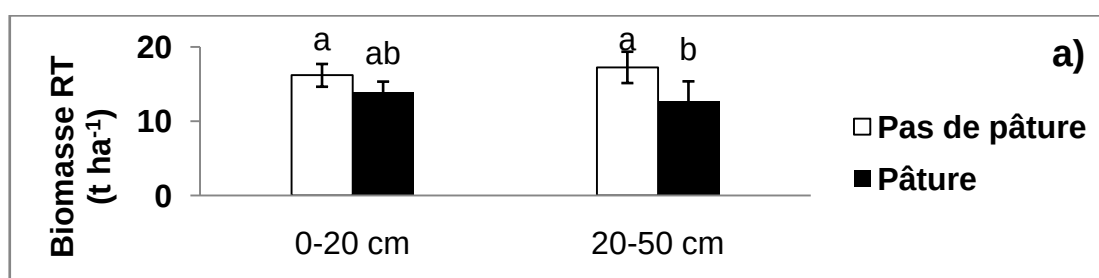


Figure 19 : Variations des effets des traitements sur la biomasse des grosses racines (**Gr**) ($\varnothing < 2$ mm) après 20 ans d'application entre Parcelles pâturées et pâturées, Feu précoce et sans feu, Coupe sélective et sans coupe dans des sols à texture grossière à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. Dans chaque figure (a, b et c) les biomasses avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$)

La biomasse racinaire totale (racines fines + grosses racines) a été similaire entre les niveaux de profondeur. La biomasse a été en moyenne de $15,04 \text{ t ha}^{-1}$ dans la profondeur 0-20 cm et de $15,0 \text{ t ha}^{-1}$ à 20-50 cm. La pratique de la pâture dans ce site a contribué à baisser significativement ($P=0,02$) le niveau de la biomasse totale particulièrement dans la profondeur 20-50 cm. Les parcelles pâturées ont eu en moyenne de $12,7 \text{ t ha}^{-1}$ contre $17,3 \text{ t ha}^{-1}$ dans les parcelles non pâturées soit un écart de $4,6 \text{ t ha}^{-1}$. La coupe sélective a également influencé négativement ($P=0,01$) la biomasse racinaire totale, mais avec un impact localisé dans la profondeur 0-20 cm. Dans cette couche de sol, la biomasse dans les parcelles soumises à la coupe sélective (13 t ha^{-1}) ont été inférieure de $4,1 \text{ t ha}^{-1}$ à la biomasse totale dans les parcelles non coupées ($17,1 \text{ t ha}^{-1}$). Dans ce site, le *feu précoce* n'a pas eu d'effets significatifs sur la biomasse totale des racines ($P=0,75$) (Figure 20).



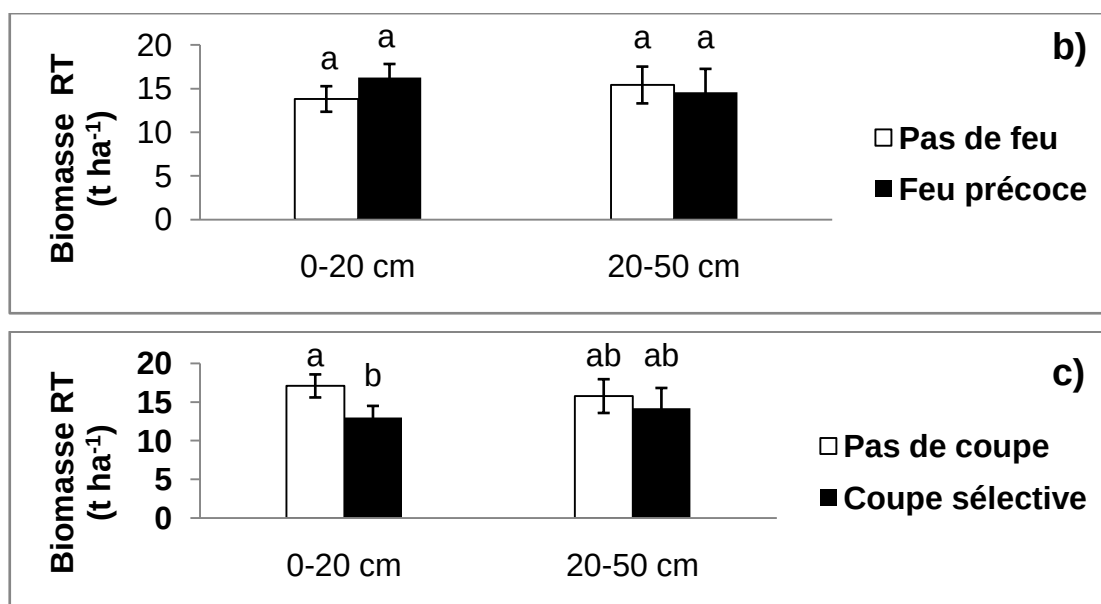


Figure 20 : Variations des effets des traitements sur la biomasse totale des racines (RT) après 20 ans d'application entre parcelles pâturées et pâturées, feu précoce et sans feu, coupe sélective et sans coupe dans des sols à texture grossière à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. Sur chaque figure (a, b et c) les biomasses avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$)

4-2-2-3-Synthèse des résultats sur les influences des perturbations dans les deux sites

Dans la profondeur 0-20 cm, la biomasse totale a varié de 12,9 à 17,1 t ha⁻¹ dans le site à Laba et de 14,5 à 18,8 t ha⁻¹ à Tiogo. A 20-50 cm, la fourchette est de 11,7 à 18,3 t ha⁻¹ à Laba et de 10,5 à 14,8 t ha⁻¹ à Tiogo.

Dans la profondeur 0-20 cm, la biomasse des racines n'ont pas été significativement différentes entre les deux sites (Figure 21). Par contre dans la profondeur 20-50, la biomasse à Tiogo a été plus grande et plus faible par rapport à celle de Laba, respectivement pour les racines fines et grosses racines. La répartition des biomasses racinaires entre les deux niveaux de profondeur a été différente en fonction des sites. La biomasse était plus accumulées ($P < 0,001$) dans la profondeur 0-20 cm par rapport à 20-50 cm sur le site de Tiogo, alors qu'à Laba, elles étaient uniformément réparties entre les deux couches exceptée la biomasse des racines fines pour qui la valeur dans la profondeur 0-20 cm a été supérieure à celle de 20-50 cm. (Figure21).

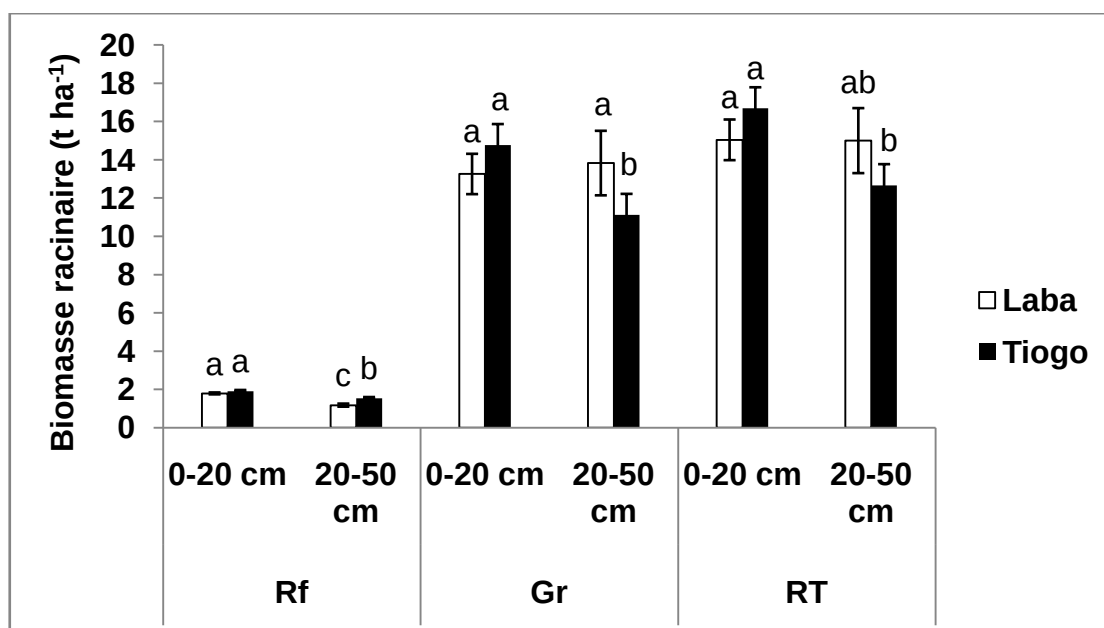


Figure 21: Variations de la biomasse des racines fines (Rf), grosses racines (Gr) et de toutes les racines (Racines fines + grosses racines) (RT) entre les sites de Laba et de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. Pour chaque type de racine, les barres avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ($P > 0,05$).

Sur l'ensemble des deux profondeurs (0-50 cm), les effets cumulés ont occasionné des baisses allant de 0,8 à 4,3 t ha⁻¹ de la biomasse totale par rapport aux témoins (Figure 22). Dans tous les deux sites, le *feu précoce* n'a pas eu d'effets significatifs sur la biomasse totale des racines ($P > 0,5$).

D'une manière générale, la magnitude des effets des traitements sur la biomasse a été faible. En effet, le coefficient η^2 le plus élevé a été de 2%.

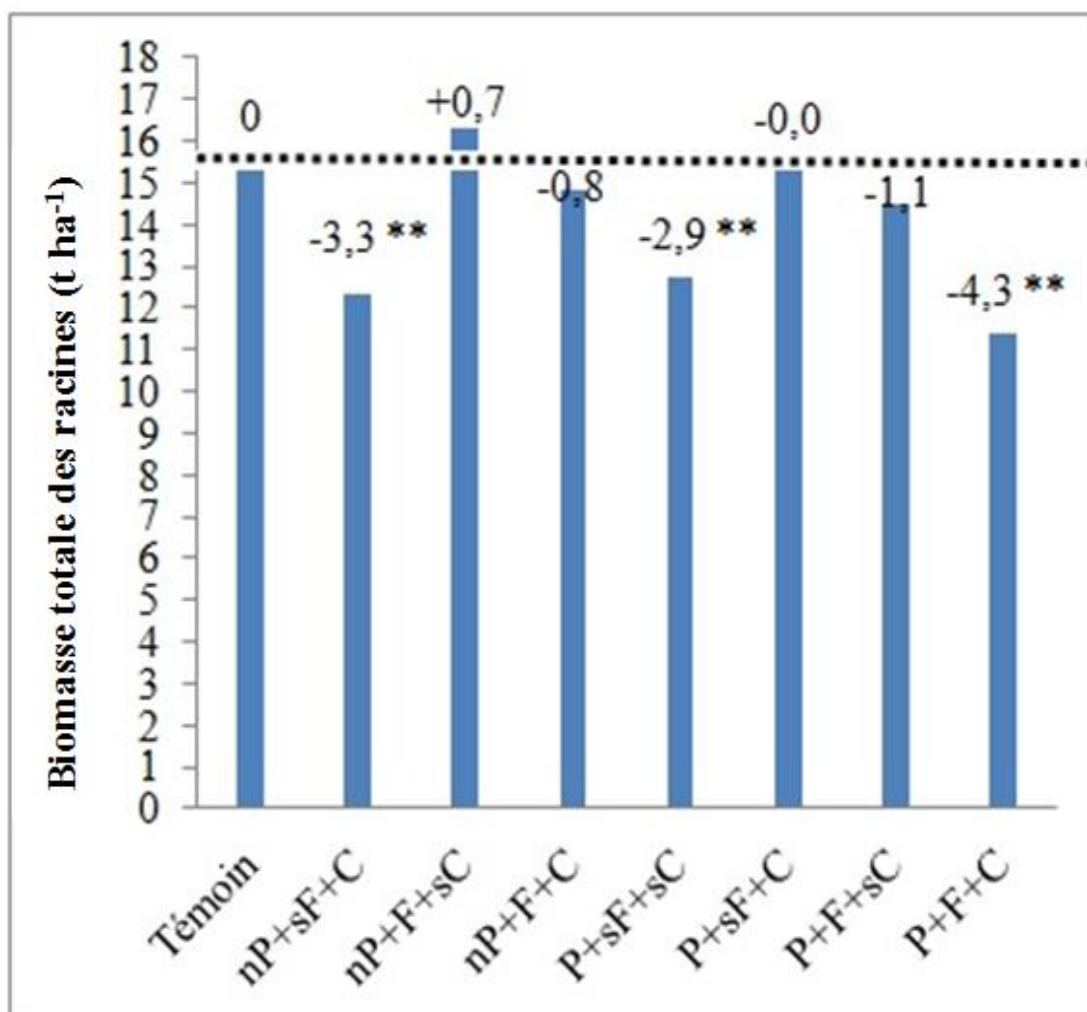


Figure 22 : Effets cumulés du pâturage, de la coupe sélective du bois et du feu précoce sur la biomasse totale des racines des savanes boisées à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. nP : *Parcelles non pâturées*, P= *Parcelles pâturées*, F= *feu précoce*, sF= *Sans feu*, C= *Coupe sélective du bois* et sC= *Sans coupe*. Les traitements avec étoiles signifie qu'ils sont significativement différents avec le témoin ($P < 0.05$)

4-2-3-DISCUSSION

L'excavation des monolithes a montré qu'approximativement 55,7% de la biomasse racinaire est concentrée dans la profondeur de sol 0-20 cm et 44,3% à 20-50 cm. La biomasse totale des racines et particulièrement celle des racines fines (7,62 à 18,8 t ha⁻¹ et 1,4 à 1,9 t ha⁻¹ respectivement) peuvent être comparées aux résultats de Wu *et al.*, (2011) qui ont trouvé dans la profondeur 0-20 cm des biomasses qui vont de 15 à 19,9 t ha⁻¹ pour la totalité des racines, et des biomasses allant de 1,19 à 1,96 t ha⁻¹ pour les racines fines. Cependant les valeurs obtenues dans cette étude paraissent inférieures à celles obtenues dans d'autres études pour la biomasse totale des racines qui a varié entre 14 et 26 t ha⁻¹ (Gao *et al.*, 2008)

contre celle de racines fines qui a varié entre 0,5 et 11 t ha⁻¹ (Pucheta *et al.*, 2004) et de 3,1 à 6,4 t ha⁻¹ (Peichl *et al.*, 2011) .

A Laba (sols peu profonds), les grosses racines ont été uniformément réparties entre les deux couches étudiées (0-20 cm et 20-50 cm), tandis que dans les sols profonds à Tiogo, les racines se sont plus accumulées dans la partie supérieure du sol (0-20 cm). Les racines sont généralement concentrées dans les couches du sol les plus riches en nutriments (Vogt *et al.*, 1993). Quand les facteurs de nutriment et de la température sont propices, les racines prolifèrent préférentiellement dans les couches à humidité plus grande (Dipesh et Schuler, 2013). Ces résultats obtenus pourraient suggérer qu'il y aurait un état hydrique uniforme entre les deux couches à Laba, et qu'à Tiogo, où il est plus favorable dans les couches superficielles (0-20 cm). En effet, les mesures de l'infiltration entreprises dans les deux sites par Koala *et al.* (2014) ont montré un taux d'infiltration plus élevé à Laba comparativement à Tiogo. L'accumulation de racines dans la couche supérieure (0-20 cm) dans les sols profonds, pourrait s'expliquer par le fait que les ressources en eau et d'autres éléments nutritifs sont principalement situés dans cette couche.

Le *pâturage* et le *feu précoce* ont affecté significativement la biomasse des racines fines. Cela pourrait s'expliquer par la bonne condition d'humidité des parcelles non pâturées et non brûlées. En effet il est rapporté qu'en absence de feu et de pâturage, on assiste à une accumulation de la litière à la surface du sol, ce qui favoriserait l'humidité du sol (Lal, 2002; Wu *et al.*, 2011). Aussi, la croissance des racines dépendent de plusieurs facteurs environnementaux, particulièrement la température du sol (Dipesh et Schuler, 2013). Le feu même précoce, élève considérablement la température du sol (Sawadogo *et al.*, 2010b). Cela a du contribuer à influencer négativement sur la biomasse racinaire.

En outre, les carbohydrates sont nécessaires pour le développement des racines (Gao *et al.*, 2008). Le feu tout comme le pâturage affectent négativement sur la partie aérienne des plantes surtout pour la strate herbacée (Sawadogo *et al.*, 2005a; Sawadogo *et al.*, 2008). Une grande partie des organes d'assimilation chlorophyllienne se voit ainsi éliminée et entraîne une réduction considérable des carbohydrates au profit des racines (Gao *et al.*, 2008). Cela à terme, pourrait être responsable de la réduction des racines fines dans ces traitements. Cependant, la

variation entre les deux sites pourrait s'expliquer par la différence de l'intensité des perturbations (feu et pâturage) due à la variabilité de la densité des combustibles entre les deux sites. La biomasse de la strate herbacée qui constitue l'essentiel de combustible pour le feu précoce est rapportée être plus élevée à Laba qu'à Tiogo (Savadogo, 2009). L'effet négatif du feu précoce sur les racines fines enregistré à Laba est en accord avec les résultats rapportés par Kitchen *et al.*, (2009) mais est en désaccord avec ceux de Ohnson, (2001) et Limb *et al.*, (2011) qui ont rapporté une biomasse de racines fines plus importante dans les parcelles soumises au feu.

La biomasse des grosses racines a été affectée par la *coupe sélective* et ce avec des spécificités selon les sites. Cela pourrait s'expliquer par la mortalité des pieds soumis à la coupe observée chez certaines espèces telles *Entada africana*, *Detarium microcarpum*, *Crossopteryx febrifuga* etc. surtout au court de la première année (Sawadogo *et al.*, 2002a). Dayamba *et al.*, (2011) ont montré cependant que le taux de cette mortalité a différé en fonction des espèces. La spécificité suivant les sites mis en exergue par l'analyse pourrait être due à la différence de la distribution des espèces entre les deux sites.

Les racines fines ont une vie relativement plus courte que les grosses racines. A travers un flux de production et de mortalité, elles sont constamment renouvelées. Les racines fines une fois mortes, constituent une importante source de carbone et de nutriments pour les écosystèmes forestiers (Gang *et al.*, 2012; Taylor, *et al.*, 2013). Leur contribution annuelle au carbone du sol dans les écosystèmes forestiers représente plus de 50% (Taylor, *et al.*, 2013). Pour cela, la maîtrise du flux des racines fines permettrait donc d'avoir un aperçu sur le recyclage du carbone et autres nutriments au niveau du sol, et pourrait ainsi être utile dans les aménagements visant à accroître la fertilité des sols. A part la production du carbone au profit du sol, l'aménagement de plusieurs forêts pour la production du bois de chauffe requiert une relative gestion intensive pour promouvoir une bonne productivité de ces forêts. Cela passe nécessairement par une gestion durable du système de production à travers la préservation de la qualité du sol et de son humidité, d'où l'importance du carbone du sol.

Le pâturage et le feu précoce appliqués dans les deux sites de Tiogo et de Laba, n'ont pas affecté significativement la biomasse totale des racines quand ils ne sont

pas appliqués simultanément, bien qu'ils affectent la biomasse aérienne principalement de la strate herbacée (Sawadogo *et al.*, 2005a; Savadogo *et al.*, 2008). Ils pourraient demeurer de bons instruments alternatifs de gestion dans les écosystèmes de savane, surtout que dans cette zone l'élimination totale de ces deux pratiques paraît irréalisable de nos jours.

4-3-INFLUENCE DE 20 ANS DE PERTURBATION (PATURAGE, FEU PRECOCE ET COUPE SELECTIVE) SUR LA BIOMASSE AERIENNE DANS LES ECOSYSTEMES DE SAVANE BOISEE.

Les écosystèmes de savane supportent une faible biomasse par unité de surface, cependant, ils sont plus répandus que les forêts humides et pourraient contribuer substantiellement au stockage du carbone. Les méthodes d'évaluation se basent généralement sur les variations des stocks de biomasse des plantes ligneuses qui peuvent accumuler de grandes quantités de carbone (jusqu'à des centaines de tonnes par ha) durant leur durée de vie (GIEC, 2006).

Cette étude a eu pour objectif de mesurer l'accumulation de la biomasse dans la strate ligneuse des écosystèmes soumis à des perturbations comme le pâturage, le feu précoce et la coupe sélective du bois. Dans cette étude, Nous avons pris en compte les pieds avec un diamètre à hauteur de poitrine (DHP) >3 cm. Cette strate est considérée plus stable et résistante aux piétinements des animaux. Spécifiquement, il s'est agi de mesurer l'effet des perturbations sur l'évolution de la (i) densité des souches et le nombre de brins, (ii) la biomasse totale des arbres (DHP > 3 cm) et (iii) l'incrément annuel de la biomasse.

4-3-1- MATERIELS ET METHODES

4-3-1-1-Mesure de la biomasse

Les études ont été réalisées dans les sites de Tiogo et de Laba (cf. Chapitre II-1-site d'étude). Le dispositif est celui utilisé pour l'étude de la biomasse racinaire (Chapitre IV-A-2-1)

La mesure de la dynamique des stocks de carbone, selon la méthode conseillée par le GIEC, exige l'établissement d'inventaires sur les stocks de carbone de la biomasse pour une superficie particulière à deux points temporels différents. Les variations annuelles de la biomasse sont représentées par la différence enregistrée dans le stock de biomasse entre le moment t2 et le moment t1, divisée par le nombre

d'années entre les inventaires (GIEC, 2006). Pour cela nous avons utilisé les données du suivi dans le temps du peuplement dans sa globalité. Ce suivi a été fait par des mesures faites à l'aide d'inventaires forestiers dans les parcelles d'étude durant les saisons sèches de janvier à mai des années 1992, 1997, 2002, 2007 et 2012. Les circonférences à 20 cm du sol ($C_{0,2}$) et 130 cm ($C_{1,3}$) ont été mesurées ainsi que la hauteur (H) des tiges de tous les plants ayant un diamètre à hauteur de poitrine >3 cm. Le diamètre à la base (Db ou $D_{0,2}$) et celle à hauteur de poitrine (DHP ou $D_{1,3}$) ont été déduites des circonférences en utilisant la formule suivante :

$$D_i = \frac{C_i}{\pi} \quad (2)$$

Avec D_i le diamètre à 0,2 ou à 1,3 m et C_i , la circonférence à 0,2 m ou à 1,3 m

Pour les pieds multicaules, les circonférences, puis les diamètres de tous les brins ont été mesurés. Les diamètres moyens (D) du pied ont été calculés par la formule suivante :

$$D = \sqrt{\sum_{i=1}^n D_i^2} \quad (3)$$

La hauteur de tous les brins été mesuré à l'aide d'une perche pour les tiges à hauteur inférieure à 6 m et avec un clinomètre pour celles dont la hauteur est supérieure à 6 m (Photo 3). Le nombre de brins par souche a été aussi noté. L'indentification des espèces a été faite avec la clé de détermination de Berhaut, (1967).

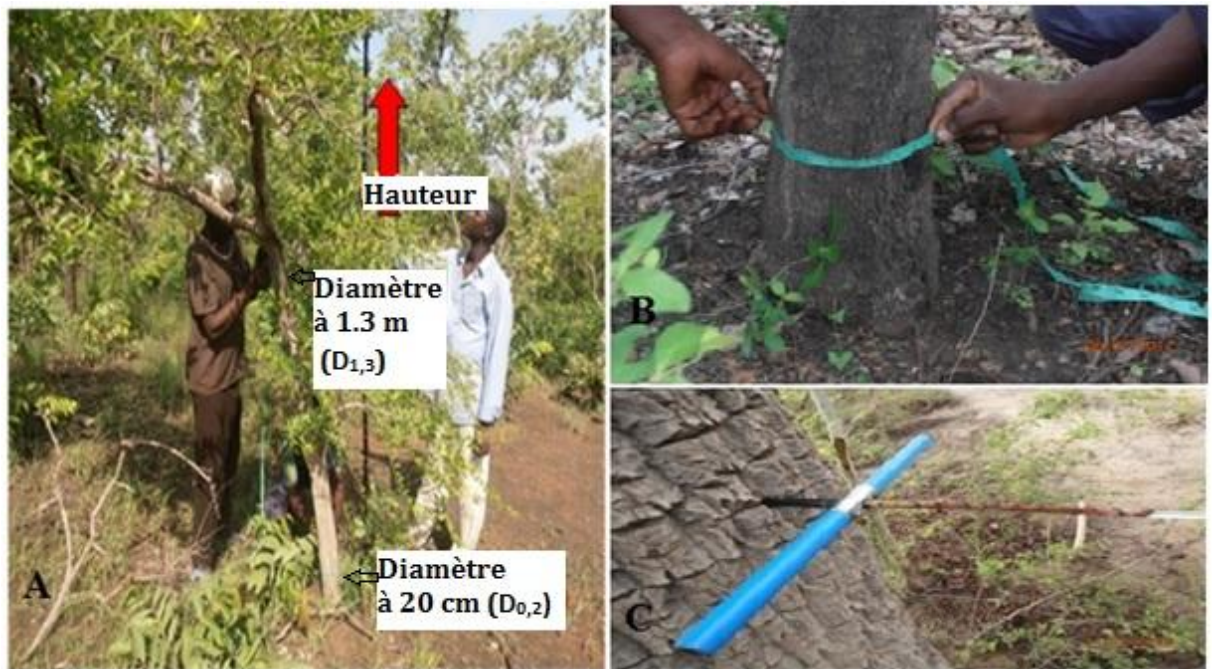


Photo 4: Mesures des variables dendrométriques de la végétation ligneuse à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. **A** et **B**= Mensuration et **C**= Prélèvement d'une carotte de bois pour la mesure de la densité du bois des arbres à l'aide d'une tarière à bois Presler

4-3-1-3-Calcul de la biomasse

L'estimation de la biomasse a été faite indirectement à travers l'utilisation d'équations allométriques. Les équations spécifiques développées au niveau de ce site pour 11 espèces (Sawadogo *et al.*, 2010) ont été utilisées pour le calcul de la biomasse desdites espèces. Pour les autres, l'équation générique et générale ($AGB = 0.107 \times (\rho \times DHP^2 \times H)^{0.916}$) publiée par Chave *et al.*, (2005) a été utilisée. A cet effet, les variables dendrométriques mesurées de façon séquentielle depuis 1992 ont été mises à profit. Pour chaque période de mesure, la biomasse a été calculée pour chaque individu de ligneux. Ensuite, une somme de la biomasse individuelle (B_{ind}) a été faite pour trouver la biomasse totale pour chaque parcelle (B_p) de 2500 m² (50 x 50 m) pour chaque période de 5 ans.

$$B_p = \sum_{i=1}^n B_{ind} i \quad (4)$$

Nous avons calculé la biomasse par hectare (BH) en utilisant l'opération suivante :

$$BH = Bp \times 4 \quad (5)$$

Enfin, nous avons calculé la biomasse moyenne accumulée en une année [incrément (productivité) annuel(le)] dans un hectare (Pa) pour chaque parcelle en utilisant la formule suivante.

$$Pa = (BH_{t_{0+5}} - BH_{t_0})/5 \quad (6)$$

Ces calculs ont été faits pour chaque parcelle avant de les soumettre à une analyse statistique.

4-3-1-4-Analyses des données

Les moyennes des variables ont été soumises à une analyse statistique suivant le modèle général linéaire. Une analyse de variance à mesures répétées a été appliquée aux données et un test bilatéral a permis de comparer les moyennes des différents traitements. Le modèle linéaire général (GLM) a eu la formule suivante :

$$Y_{ijklm} = \mu + \beta_i + A_j + G_k + F_l + C_m + \beta A_{ij} + AG_{jk} + AF_{jl} + AC_{jm} + GFCK_{lm} + AGFC_{jklm} + e_{ijklm}$$

où Y_{ijklm} est la variable explicative, μ est la moyenne générale, β_i est l'effet bloc i , A_j est l'effet du temps j , G_k est l'effet de la pâture k , F_l est l'effet du feu l , C_m est l'effet de la coupe m . Les paramètres A_j , G_k , F_l , C_m et leurs interactions ont été considérés comme fixes et le paramètre β_i comme aléatoire ; e_{ijklm} est l'erreur de mesure.

La variation spatiale de la végétation, le type de la végétation et les parcelles ont été considérés comme effets de randomisation.

4-3-2-RESULTATS

Les résultats de l'analyse statistique ont révélé une hétérogénéité entre les sites quant on considère la variation des paramètres (densité de souches, biomasse totale et Incrément annuel), et par conséquent, nous présentons les résultats par site.

4-3-2-1-Site de Laba

Tableau 13: Résultats de l'analyse de variance (ANOVA) des variables densité de souche, biomasse totale et incrément annuel sous l'effet du *temps* (A), le *pâturage* (P), le *feu précoce* (F), la *coupe sélective du bois* (C) et leurs interactions dans le site de Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	Nbtre Souche (Nbtre ha ⁻¹)				Biomasse (t ha ⁻¹)				Incrément (t ha ⁻¹ an ⁻¹)			
Trait.	ddl	F	P	η ²	ddl	F	P	η ²	ddl	F	P	η ²
P	1	0,78	0,378	0,01	1	1,96	0,165	0,02	1	0,09	0,763	0,00
F	1	76,65	0,000	0,39	1	2,37	0,126	0,02	1	8,78	0,004	0,08
C	1	0,42	0,517	0,00	1	16,98	0,000	0,12	1	2,71	0,103	0,03
P+F	1	3,74	0,056	0,03	1	4,75	0,031	0,04	1	0,25	0,618	0,00
P+C	1	1,70	0,195	0,01	1	0,39	0,534	0,00	1	0,03	0,868	0,00
F+C	1	0,63	0,430	0,01	1	11,42	0,001	0,09	1	0,40	0,529	0,00
P+F+C	1	2,95	0,089	0,02	1	0,57	0,453	0,00	1	0,33	0,565	0,00
A	4	25,11	0,000	0,46	4	4,00	0,004	0,12	3	12,83	0,000	0,29
A+P	4	0,02	0,999	0,00	4	0,06	0,993	0,00	3	0,58	0,628	0,02
A+F	4	5,32	0,001	0,15	4	1,50	0,206	0,05	3	4,26	0,007	0,12
A+C	4	0,14	0,969	0,00	4	0,78	0,543	0,03	3	9,16	0,000	0,22
A+P+F	4	0,19	0,945	0,01	4	0,24	0,917	0,01	3	4,52	0,005	0,12
A+P+C	4	0,23	0,923	0,01	4	0,06	0,993	0,00	3	0,75	0,528	0,02
A+F+C	4	0,02	0,999	0,00	4	0,09	0,985	0,00	3	1,58	0,199	0,05
A+P+F+C	4	0,24	0,918	0,01	4	0,16	0,958	0,01	3	1,59	0,198	0,05
Erreur	120				120				96			

Dans le site de Laba, la densité des ligneux est passée de 650 pieds ha⁻¹ en 1992 à 1481 en 2012, soit un accroissement de 128% ($F_{[4,120]}=25,11$; $P<0,001$). Parmi les traitements (pâturage, feu précoce annuel et coupe sélective du bois) seul le feu précoce a eu un effet significatif sur le nombre de pieds à Laba ($F_{[1,120]}=76,65$; $P<0,00$). Dans les parcelles brûlées, la densité a connu un accroissement de 82% contre 172% dans les parcelles non brûlées

La biomasse totale est passée de 49 t ha⁻¹ en 1992 à 65 t ha⁻¹ en 2012 soit une accumulation totale moyenne de 15,5 t (31%) (Figure 23). Les traitements (*Pâturage*, *Feu précoce* et *coupe sélective du bois* et leurs interactions) appliqués durant la période ont influé différemment sur la biomasse. La pratique du feu précoce a induit une réduction de 19 tonnes de la biomasse. Les parcelles soumises au feu précoce ont accumulé un total moyen de 6 t au cours des 20 ans soit un taux accroissement de 11%. L'accumulation dans les parcelles non soumises au feu a été en moyenne 25 t de biomasse soit un accroissement de 52% sur la période (Tableau14).

La coupe sélective a influencé négativement l'accumulation de la biomasse au cours de la période. Le taux d'accroissement enregistré dans les parcelles soumises aux coupes (21% soit 10 t de biomasse au cours des 20 ans) a été largement inférieur à celui des parcelles sans coupe qui était de 41% (22 t). Les traitements *feu précoce+coupe sélective* et *pâturage+feu précoce* ont également influencé négativement ($F_{[1,120]}=11,42$; $P<0,001$ et $F_{[1,120]}=4,75$; $P=0,031$ respectivement) l'accumulation de la biomasse. Dans les parcelles soumises au traitement *feu précoce+coupe sélective*, la biomasse s'est accrue de 5 t au cours des 20 ans soit 11% de taux d'accroissement contre une accumulation de 30 t (73% de taux d'accroissement) pour les parcelles témoins. Les parcelles soumises aux traitements *pâturage+feu précoce*, la biomasse accumulée a été de 15 t équivalant à 33% de taux d'accroissement. Le pâturage n'a pas sensiblement influencé l'accumulation de la biomasse (Figure 23).

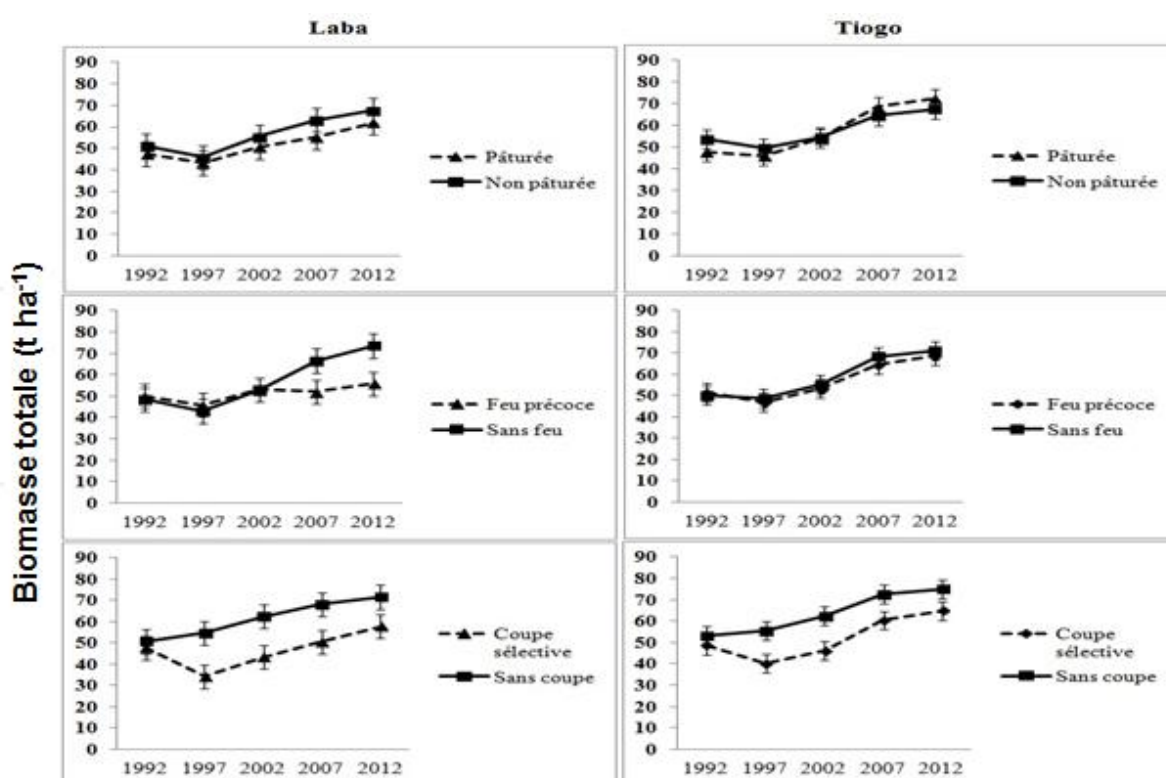


Figure 23: Evolution de la biomasse totale des parcelles soumises au *pâturage*, *feu précoce* et *coupe sélective du bois* dans les sites de Laba et Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

Dans le site de Laba, l'incrément annuel a été en moyenne de $0,77 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ au cours des 20 années. L'incrément annuel a été de $0,29 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans les parcelles

brulées contre $1,3 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans celles non brulées. Cependant, au cours des 20 ans on note des fluctuations annuelles avec deux périodes homogènes (Figure 24) : au cours des dix premières années, la pratique du feu précoce n'a pas influencé significativement l'incrément annuel de la biomasse. Il a été en moyenne de $0,30 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans les parcelles brulées contre $0,45 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans les parcelles non brulées, soit un gap annuel de $0,15 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Figure 24). Au-delà des dix ans de pratique, le *feu précoce* a contribué à baisser considérablement l'incrément annuel de la biomasse. La biomasse s'est accumulée à raison de $0,27 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans les parcelles brulées contre $2,1 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans les parcelles non brulées. Le feu a induit à long terme une réduction de la biomasse de l'ordre de $1,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les traitements *coupe sélective* et *pâturage + feu précoce* ont également contribué à réduire significativement la biomasse aérienne au cours de la période d'étude (respectivement $F_{[3,96]}=9,16$; $P<0,001$ et $F_{[3,96]}=4,51$; $P=0,005$).

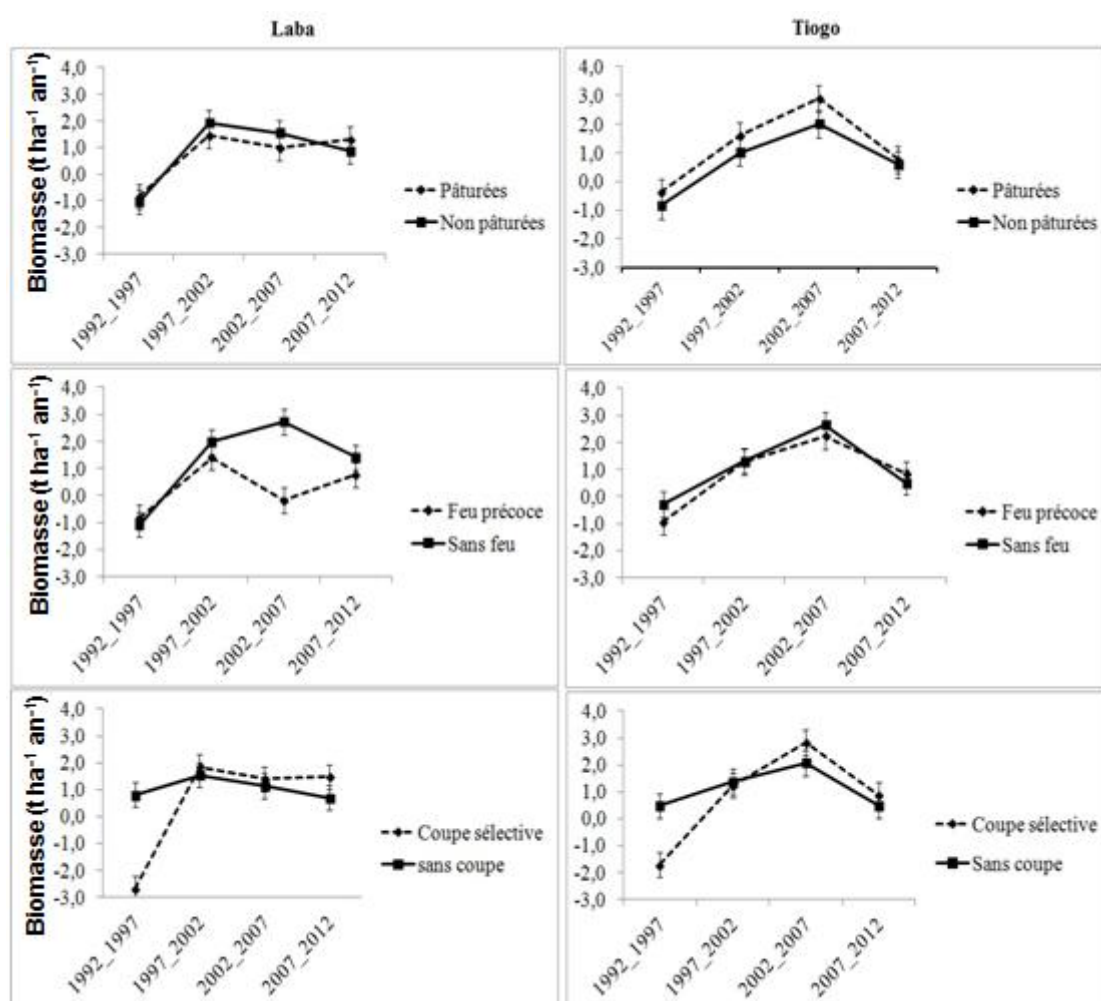


Figure 24 : Evolution de la productivité en biomasse annuelle des parcelles soumises au *pâturage*, *feu précoce* et *coupe sélective du bois* dans les sites de Laba et Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

L'incrément annuel dans les parcelles soumises à la coupe sélective a été de 1,6 t ha⁻¹an⁻¹ contre 1,1 t ha⁻¹ an⁻¹ dans les parcelles sans coupe. Cela correspond à une amélioration de 0,5 t ha⁻¹ an⁻¹. Dans les parcelles soumises au traitement *pâturage* + *feu précoce*, l'incrément a été de 0,49 t ha⁻¹ an⁻¹ contre 1,5 t ha⁻¹ an⁻¹ pour les parcelles témoins (Tableau 14)

Tableau 14 : Moyennes et leurs intervalles de confiance (IC) de la Biomasse totale (t ha⁻¹)sur pied (Biom), Biomasse accumulée (t ha⁻¹)entre 1992 et 2012 (Biom acc.), Incrément annuel (Icr) (t ha⁻¹ an⁻¹)et le taux de croissance sur les 20 ans (Var.) (%) des parcelle soumises aux traitements *pâturage* (P), *feu précoce* (F), *coupe sélective de bois* (C) et leurs interactions (+) dans le site de Labaau Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	Biomasse	IC(95%)		Biom acc.	IC(95%)		Icr	IC(95%)		Var (%)	IC(95%)	
		LI	LS		LI	LS		LI	LS		LI	LS
F	55,8	45,5	66,1	5,7	4,4	7,1	0,3	0,2	0,4	11,5	10,7	12,1
C	57,8	47,5	68,1	10,1	8,7	11,4	0,5	0,4	0,6	21,1	22,4	20,2
P	61,9	51,6	72,1	14,5	13,1	15,8	0,7	0,7	0,8	30,6	34,1	28,1
P+F	49,1	34,6	63,6	3,1	1,2	5,0	0,2	0,1	0,3	6,8	3,6	8,6
F+C	42,0	27,5	56,6	-1,7	-3,7	0,2	-0,1	-0,2	0,0	-4,0	-11,7	0,3
P+C	56,5	42,0	71,1	9,6	7,7	11,5	0,5	0,4	0,6	20,5	22,4	19,4
P+F+C	38,8	18,2	59,4	-5,7	-8,4	-3,0	-0,3	-0,4	-0,1	-12,8	-31,6	-4,8
sP+sF+sC	72,1	51,5	92,6	30,3	27,6	33,1	1,5	1,4	1,7	72,7	115,5	55,5

4-3-2-2-Site de Tiogo

Tableau 15: Résultats de l'analyse de variance (ANOVA) des variables densité de souche, biomasse totale et incrément annuel sous l'effet du *temps* (A), le *pâturage* (P), le *feu précoce* (F), la *coupe sélective du bois* (C) et leurs interactions dans le site de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	Souches (Nbre ha ⁻¹)				Biomasse (t ha ⁻¹)				Incrément (t ha ⁻¹ an ⁻¹)			
Source	ddl	F	P	η^2	ddl	F	P	η^2	ddl	F	P	η^2
b)Tiogo												
P	1	0,22	0,638	0,00	1	0,00	0,985	0,00	1	2,53	0,115	0,03
F	1	26,97	0,000	0,18	1	0,41	0,523	0,00	1	0,38	0,540	0,00
C	1	0,47	0,495	0,00	1	18,02	0,000	0,13	1	0,75	0,389	0,01
P+F	1	3,33	0,070	0,03	1	2,31	0,131	0,02	1	1,68	0,197	0,02
P+C	1	0,64	0,427	0,01	1	3,21	0,076	0,03	1	0,28	0,598	0,00
F+C	1	6,73	0,011	0,05	1	6,60	0,011	0,05	1	0,34	0,558	0,00
P+F+C	1	8,81	0,004	0,07	1	0,00	0,947	0,00	1	0,01	0,942	0,00
A	4	26,84	0,000	0,47	4	10,12	0,000	0,25	3	14,73	0,000	0,32
A+P	4	0,19	0,944	0,01	4	0,55	0,696	0,02	3	0,20	0,897	0,01
A+F	4	2,47	0,048	0,08	4	0,11	0,978	0,00	3	0,42	0,742	0,01
A+C	4	0,03	0,999	0,00	4	0,58	0,677	0,02	3	3,94	0,011	0,11
A+P+F	4	0,17	0,953	0,01	4	0,41	0,800	0,01	3	0,97	0,408	0,03
A+P+C	4	0,23	0,921	0,01	4	0,07	0,991	0,00	3	0,26	0,856	0,01
A+F+C	4	0,32	0,865	0,01	4	0,16	0,958	0,01	3	1,28	0,286	0,04
A+P+F+C	4	0,18	0,947	0,01	4	0,06	0,993	0,00	3	0,48	0,700	0,01
Erreur	120				120				96			

La densité des ligneux s'est accrue de 84% en passant de 626 pieds ha⁻¹ en 1992 à 1152 pieds ha⁻¹ en 2012 ($F_{[4,120]}=26,84$; $P<0,001$).

Tout comme à Laba, la pratique du feu a significativement ($F_{[1,120]}=26,97$; $P<0,001$) réduit la densité des arbres. Le taux d'accroissement dans les parcelles brûlées a été de 63% contre 105% dans les parcelles non brûlées. La particularité dans ce site est que les effets cumulés des traitements (« *feu précoce* + *coupe sélective* » et « *pâturage* + *feu précoce* + *coupe sélective* ») ont influencé négativement l'accroissement de la densité des arbres (respectivement $F_{[1,120]}=6,73$; $P=0,011$ et $F_{[1,120]}=8,81$; $P=0,004$). Les taux d'accroissement ont été de 59% et de 65% respectivement dans les parcelles soumises aux traitements *feu précoce* + *coupe sélective* et *pâturage* + *feu précoce* + *coupe sélective* contre un accroissement de 98% au niveau du témoin

La biomasse totale est passée de 51 t en 1992 à 70 t en 2012. Cela correspond à une accumulation totale de 19 tonnes et un taux d'accroissement de 37%. L'analyse des effets de l'application des traitements au cours de cette période a montré que

seuls la *coupe sélective* ($F_{[1,120]}=18,02$; $P<0,001$) et le traitement *feu précoce+coupe sélective* ($F_{[1,120]}=6,60$; $P=0,011$) ont influencé significativement l'accumulation de la biomasse. Les parcelles soumises aux coupes sélectives ont un taux d'accroissement de 31% contre un taux de 43% dans les parcelles sans coupe. Quant aux parcelles soumises aux traitements *feu précoce+coupe sélective*, le taux d'accroissement a été de 22% contre 43% dans les parcelles témoins (Tableau 16).

A Tiogo, l'incrément annuel a été $0,95 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ durant la période de 20 ans. L'analyse des effets des traitements appliqués pendant 20 ans a montré que les effets séparés et les effets cumulés des traitements n'ont pas influencé significativement ($P>0,05$) sur l'incrément annuel de la biomasse. Néanmoins, d'une année à l'autre, la *coupe sélective* a eu des effets significatifs ($F_{[1,120]}=3,94$; $P=0,011$) sur l'incrément annuel. On est passé d'incrément négatif ($-2,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) en 1992 à $1,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Alors que dans les parcelles sans coupe, le niveau de l'incrément à la 20 ème année est le même que celui de 1992, soit $0,6 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, (Tableau 16)

Tableau 16 : Moyennes et leurs intervalles de confiance (IC) de la biomasse totale sur pied (Biom), biomasse accumulée entre 1992 et 2012 (Biom acc.), incrément annuel (Icr) sur les 20 ans (Var.) des parcelles soumises aux traitements *pâturage* (P), *feu précoce* (F), *coupe sélective de bois* (C) et leurs interactions (+) sur le site de Tiogoau Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	Biom. (t ha ⁻¹)	IC(95%)		Biom acc.	IC(95%)		icr	IC(95%)		Var %	IC(95%)	
		LI	LS		LI	LS		LI	LS		LI	LS
F	68,6	58,3	78,9	17,0	15,6	18,4	0,8	0,8	0,9	32,9	36,6	30,3
C	64,8	54,5	75,1	16,2	14,8	17,5	0,8	0,7	0,9	33,3	37,3	30,5
P	72,4	62,1	82,6	24,3	23,0	25,7	1,2	1,1	1,3	50,7	58,8	45,1
P+F	70,2	55,7	84,7	26,6	24,7	28,5	1,3	1,2	1,4	61,0	79,6	50,8
F+C	67,1	52,6	81,7	12,2	10,2	14,1	0,6	0,5	0,7	22,1	24,2	20,9
P+C	66,2	51,7	80,8	23,2	21,3	25,1	1,2	1,1	1,3	54,0	70,1	45,2
P+F+C	67,1	46,5	87,6	23,3	20,6	26,0	1,2	1,0	1,3	53,2	79,3	42,2
sP+sF+sC	76,1	55,6	96,7	23,0	20,3	25,8	1,2	1,0	1,3	43,4	57,6	36,3

4-3-2-3-Synthèses des résultats pour les deux sites

D'une manière générale, la densité des ligneux (diamètre>3cm) est passée de 638 pieds à l'hectare à 1316 pied ha^{-1} . La biomasse totale est passée de 50 t ha^{-1} à 67 t ha^{-1} , soit un accroissement au cours de la période de 35% ($17,3 \text{ t ha}^{-1}$). L'incrément annuel moyen des deux sites est de $0,8 \text{ t ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Le niveau général d'accroissement de la biomasse aérienne durant la période de 1992 à 2012 a été statistiquement similaire dans les deux sites (Figure25)

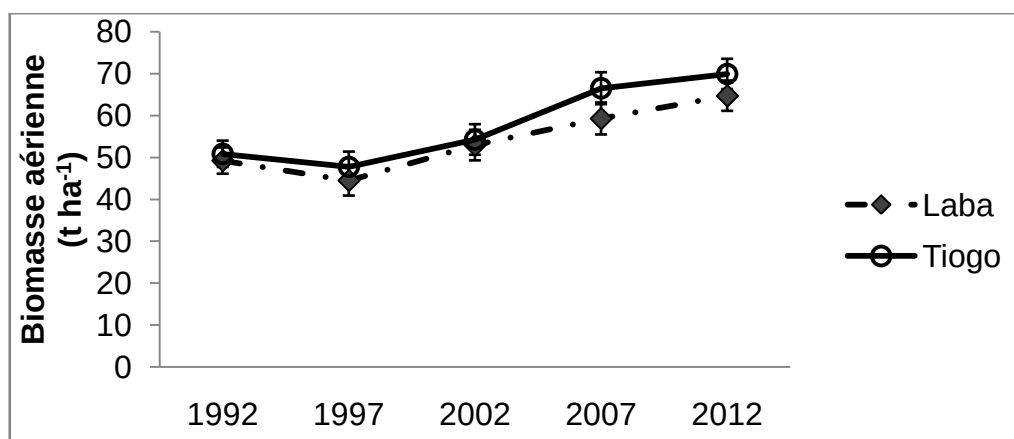


Figure 25 : Evolution entre 1992 et 2012 de la biomasse dans les sites de Laba et de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

Le *pâturage* appliqué seul aussi bien à Tiogo qu'à Laba n'a pas influencé les trois variables. Le *feu précoce* appliqué seul et son application simultanée avec le *pâturage* (*Pâturage+Feu précoce*) ont influencé négativement l'incrément annuel et la biomasse dans le site de Laba. Par contre à Tiogo, leurs effets n'ont pas été significatifs.

4-3-3-DISCUSSION

Notre analyse a comparé l'évolution au niveau de la parcelle de la densité des espèces ligneuses avec un diamètre supérieur à 3 cm, la biomasse totale et l'incrément annuel de la biomasse au cours de la période d'étude (20 ans) sous l'effet du feu précoce, pâturage et la coupe sélective. L'effet négatif de la *coupe sélective du bois* sur la densité des souches et la biomasse totale est en conformité avec les résultats de Djomo et Gravenhorst, (2010) qui ont trouvé les mêmes tendances dans la forêt tropicale humide au Cameroun. Le *feu précoce* a influé négativement sur la densité des souches de diamètre > 3 cm dans les deux sites. Cela pourrait s'expliquer par un taux de développement plus faible du recrutement de la strate inférieure (régénération) au niveau des parcelles brûlées comparativement aux parcelles non brûlées. En effet le feu est partiellement responsable du phénomène d'abscission (mortalité récurrente de la partie épigée des semis et des jeunes rejets de souche) notée chez certaines espèces (Zida, *et al.*, 2007). Les travaux antérieurs menés dans le même site (Zida, *et al.*, 2007) et sur autre site (forêt aménagée) (Ky-Dembélé *et al.*, 2007) avaient constaté l'impact négatif du *feu précoce* sur la régénération. Par conséquent dans les parcelles brûlées annuellement en *feu précoce*, ce sont seulement les espèces tolérantes qui peuvent

croître mais à un rythme plus lent. (Zida, *et al.*, 2007; Sawadogo, 2009b). Le *feu précoce* appliqué seul et son interaction avec le pâturage (*Pâturage+Feu précoce*) ont influencé négativement l'incrément annuel et la biomasse dans le site de Laba contrairement à Tiogo où leurs effets n'ont pas été significatifs. Cela pourrait s'expliquer par la différence du niveau d'intensité du *feu précoce* appliqué dans les deux sites. En effet, à Laba, les sols sont superficiels avec une strate herbacée dominée par des annuelles dont la dessiccation est plus avancée au moment de la mise à feu. Le feu y est alors plus intense qu'à Tiogo où la strate herbacée est dominée par des Poaceae vivaces dont l'humidité relativement élevée atténue l'intensité des feux et la hauteur des flammes (Zida, *et al.*, 2007; Sawadogo, 2009b)

La réponse contrastée des perturbations sur les sols argileux et les sols sablonneux peu profonds recommande qu'il faille être prudent lorsqu'on serait emmené à généraliser les résultats concernant les effets des perturbations sur la production primaire de la végétation. La biomasse totale de 57 t ha^{-1} en moyenne trouvée est comparable à celle trouvée dans les mêmes types d'écosystèmes par Ribeiro *et al.* (2013) qui ont rapporté une quantité de biomasse de $59 \pm 26.15 \text{ t ha}^{-1}$ (variant de 15 à 165 t ha^{-1}).

Le pâturage appliqué seul aussi bien à Tiogo qu'à Laba n'a pas significativement influencé les trois variables (densité des arbres, biomasse et incrément annuel). L'impact négatif du pâturage sur la biomasse herbacée (Sawadogo *et al.*, 2005b; Sawadogo *et al.*, 2009; Dayamba *et al.*, 2010) aurait dû bénéficier à la strate ligneuse, compte tenu de la réduction de l'avantage concurrentiel des herbacées et de l'apport de nutriments provenant des cendres et les déjections des animaux (Jones *et al.*, 2011). Cela peut s'expliquer par le fait que le *pâturage* tel que pratiqué dans les deux sites n'impactent pas considérablement les parties vitales de la strate herbacée pérenne, ce qui permet leur renouvellement dès que les conditions redeviennent plus favorables (Sawadogo *et al.*, 2005b; Sawadogo, 2009b).

Les parcelles soumises aux coupes ont eu un incrément de $1,6 \text{ t ha}^{-1}\text{an}^{-1}$ après les cinq premières années après coupes. Cela a impulsé une accumulation significative de la biomasse. En effet, après la coupe sélective qui élimine environ 50% des ligneux sur pied (Sawadogo, 2009b), on assiste à une réduction de concurrence et à un apport en lumière à cause des brèches occasionnées par la coupe. Cette situation est favorable à la croissance des ligneux restants et aux recrues, qui se traduit par une amélioration de leur croissance. Mais cette

performance n'a pas contribué à rattraper le niveau de biomasse des parcelles non coupées.

4-4-CONCLUSION PARTIELLE

Les résultats de l'étude ont montré que la biomasse racinaire totale a varié de 12,9 à 17,1 t ha⁻¹ dans le site de Laba et de 14,5 à 18,8 t ha⁻¹ à Tiogo dans la profondeur 0-20 cm. Elle a été de l'ordre de 11,7 à 18,3 t ha⁻¹ à Laba et de 10,5 à 14,8 t ha⁻¹ à Tiogo à 20-50 cm de profondeur. Pour ce qui concerne la biomasse aérienne, le niveau général d'accroissement de la biomasse aérienne durant la période de 1992 à 2012 a été statistiquement similaire dans les deux sites. La biomasse aérienne est passée de 50 t ha⁻¹ à 67 t ha⁻¹, soit un accroissement de 35% au cours de ladite période. Cela correspond à un incrément annuel moyen est de 0,8 t ha⁻¹ an⁻¹.

Le *feu précoce* n'a pas affecté significativement la biomasse racinaire à Tiogo. Par contre à Laba, il a contribué à réduire significativement la biomasse des racines fines. Pour la composante aérienne de la biomasse, le *feu précoce* a affecté négativement la densité des ligneux et l'incrément annuel à Laba tandis qu'à Tiogo, il a affecté uniquement la densité des ligneux. La *coupe sélective* a influencé négativement les grosses racines seulement à Laba et la biomasse aérienne dans les deux sites. Le *pâturage* a affecté aussi bien les racines fines que les grosses racines uniquement à Laba. Par contre, il n'a pas affecté significativement la biomasse aérienne dans les deux sites. L'application simultanée des traitements (*feu précoces*, *pâturage* et *coupe sélective*) a affecté négativement aussi bien la biomasse racinaire qu'aérienne.

La différence des effets des perturbations suivant les sites suggère que les conditions biophysiques des sites doivent être considérées quand il s'agit de les utiliser comme outils de gestion. Aussi, les études doivent être poursuivies afin de mieux comprendre la mortalité et le renouvellement des racines dans les écosystèmes soumis à chaque facteur de perturbation. Cela permettra de mesurer la durabilité de la production de la biomasse racinaire des écosystèmes.

**CHAPITRE V : PARTITION DE LA BIOMASSE ET CONSTRUCTION
DE MODELE POUR LEUR PREDICTION CHEZ QUELQUES
ESPECES LIGNEUSES DES ECOSYSTEMES NATURELS ET PARCS
AGROFORESTIERS**

5-1-INTRODUCTION

Le stock total de carbone terrestre est la somme de C dans la biomasse vivante, la biomasse morte et le sol. Dans les forêts, la biomasse vivante se compose principalement de la partie aérienne et souterraine des arbres (ex. tronc, branches, brindilles, feuilles et racines). Le stock de C dû à la biomasse vivante peut être estimé en utilisant des méthodes destructives ou non destructives (Lu *et al.*, 2005; Zianis, 2008; Vieilledent *et al.*, 2012). La méthode destructive est la plus fiable mais n'est pas applicable dans l'estimation des stocks de carbone à grande échelle (Henry *et al.*, 2011; Melson *et al.*, 2011). La méthode non destructrice consiste à appliquer les équations allométriques pour estimer la biomasse souterraine et aérienne des arbres. Ces équations utilisent comme variables explicatives, les paramètres dendrométriques des arbres facilement mesurables (Chave *et al.*, 2005; Flombaum et Sala, 2007; Addo-Fordjour et Rahmad, 2013), tels que le diamètre à hauteur de poitrine (DHP), la hauteur (H), la taille de la couronne (Chave *et al.*, 2005; Petersson et Ståhl, 2006; Zianis, 2008; Sawadogo *et al.*, 2010a; Kuyah, *et al.*, 2012a) et/ou la circonférence (Lufafa *et al.*, 2008; Hasen-Yusuf *et al.*, 2013;).

L'allométrie des arbres dépend des facteurs génétiques et environnementaux comme le sol, le climat, le régime des perturbations, le statut et les conditions de succession et topographiques (Ketterings *et al.*, 2001; Litton et Kauffman, 2008). Par conséquent, les modèles théoriques et empiriques qui ont été calibrés sur des sites particuliers sont peu susceptibles de produire des estimations de la biomasse avec précision dans d'autres sites (Vieilledent *et al.*, 2012). Parmi les équations allométriques existantes, seules un très petit nombre prennent en compte l'état des savanes d'Afrique occidentale (Henry *et al.*, 2011).

Cette étude a pour objectifs (1) de déterminer la fraction de la biomasse racinaire (BR) et construire des équations allométriques spécifiques par espèce pour estimer la BR de quatre espèces ligneuses clés des savanes boisées, en utilisant une méthode destructive, (2) déterminer la répartition de la biomasse dans les fractions souterraine et aérienne de *Vitellaria paradoxa* dans les paysages agricoles et construire des équations spécifiques pour l'évaluation de la biomasse de ses différents compartiments.

5-2-EVALUATION DE LA BIOMASSE DE QUELQUES ESPECES PRINCIPALES DANS LES FORMATIONS NATURELLES

Comparativement à la biomasse racinaire (BR), une plus grande considération a été donnée à l'estimation de la biomasse aérienne (BA) (e.g., Zianis, 2008b) bien qu'une proportion importante de la biomasse peut être trouvée dans la partie souterraine (Niklas et Enquist, 2002). Le ratio BR :BA varie entre 10% et 90% selon le type de végétation (Cairns *et al.*, 1997; Mokany *et al.*, 2006; Hairiah *et al.*, 2010) et les conditions agro-écologiques (Grieu et Aussenac, 1988). Par exemple, les arbres dans les forêts semi-arides de la savane de l'Afrique de l'Ouest ont des systèmes racinaires profonds, où plus de 50% de la biomasse ligneuse se retrouverait dans la fraction souterraine (Grieu et Aussenac, 1988; Logbo *et al.*, 2011). Par conséquent, l'estimation de la BR est essentielle pour déterminer le bilan et la dynamique de l'allocation régionale du carbone (C). Pourtant, peu d'information existe sur la BR des écosystèmes de savanes boisées.

Les objectifs de cette étude ont été (1) de déterminer la fraction de la BR de quatre espèces ligneuses clés dans les savanes boisées d'Afrique de l'Ouest en utilisant une méthode destructive, (2) de construire des équations allométriques spécifiques par espèce pour estimer la BR de ces espèces, et (3) examiner la précision avec laquelle les équations allométriques génériques estiment la biomasse souterraine des espèces étudiées.

5-2-1-METHODOLOGIE

5-2-1-1-Evaluation de la biomasse par espèce dans les formations naturelles

L'étude a été menée dans les forêts aménagées de Tiogo et Laba comme décrits dans le chapitre 2.

Pour cette étude, quatre espèces ligneuses principales ont été choisies. Il s'agit de *Annogeissus leiocarpa* (DC.) Guill. et Perr., *Detarium microcarpum* Guill. et Perr., *Piliostigma thonningii* (Schumacher.) Milne-Redh et *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn) que nous avons pu trouver dans les habitats à Tiogo et à Laba. La sélection des espèces a tenu compte de deux critères principaux. Premièrement, ces espèces sont parmi les espèces les plus importantes pour la production de bois de feu et d'autres biens socio-économiques tels que les produits forestiers non ligneux (feuilles, fruits écorces etc.), pour leur utilisation en pharmacopée et la consommation (animaux et humains) et la commercialisation de leurs produits dans les marchés locaux. Deuxièmement, toutes les espèces sont communes aux quatre types de facies

rencontrés dans les écosystèmes de savane à savoir la galerie forestière, la savane arborée, la savane arbustive et la jachère (Savadogo *et al.*, 2007a) et se régénèrent bien, même si elles sont soumises à des perturbations telles le feu précoce, pâturage modéré et la coupe (Zida *et al.*, 2008a).

Pour chaque espèce, les individus ont été sélectionnés durant la saison pluvieuse de 2012, au moment où les plantes ont un bon niveau de développement foliaire afin d'être sûr de choisir des arbres apparemment bien portants. Au total, un échantillon de 30 pieds par espèce a été choisi, c'est-à-dire 15 pieds par espèce et par site (Laba et Tiogo). Ce qui fait un total de 120 arbres (Tableau 17). Pour prendre en compte les différentes tailles de plants dans la forêt, la sélection des pieds a tenu compte de trois tailles basées sur la classes de circonférence à hauteur de poitrine prise à 1,3 m. On a eu la régénération ($C_{1,3} < 10$ cm), le bois commercialisable ou utilisable comme de bois de feu ($C_{1,3} = 10-25$ cm) et les semenciers ($C_{1,3} > 25$ cm) (Sawadogo, 2009b). Dans les échantillons de chaque espèce sur l'ensemble des 2 sites, chaque classe de circonférence suscitée a été représentée avec un minimum de 6 individus.

Tableau 17 : Caractéristiques dendrométriques des arbres étudiés à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest: (Moyenne (Moy.) $\pm$ erreur standard (ES), Minimum (Min) et Maximum (Max.)) de la circonférence de base prise à 0,20 m du sol ($C_{0,2}$), la circonférence à hauteur de poitrine prise à 1.30 m du sol ($C_{1,3}$) et de la Hauteur (H)

	N	$C_{0,2}$ (cm)			$C_{1,3}$ (cm)			H (cm)		
		Moy. $\pm$ ES	Min.	Max.	Moy. $\pm$ ES	Min.	Max.	Moy. $\pm$ ES	Min.	Max.
<i>A. leiocarpa</i>	30	27,5 $\pm$ 2,7	8	61	18,1 $\pm$ 1,8	5	41	573,7 $\pm$ 50,7	247	1110
<i>D. microcarpum</i>	30	37,6 $\pm$ 3,5	12	86	25,7 $\pm$ 3,1	7	75	455,3 $\pm$ 30,5	195	800
<i>P. thonningii</i>	30	26,5 $\pm$ 1,7	12	40	15,7 $\pm$ 1,4	6	30	334,5 $\pm$ 18,1	171	540
<i>V. paradoxa</i>	30	36,2 $\pm$ 3,9	14	93	26,6 $\pm$ 3,7	8	83	459,7 $\pm$ 33,5	150	850
Toutes les espèces	120	31,9 $\pm$ 1,6	8	93	21,6 $\pm$ 1,4	5	83	456,9 $\pm$ 19,3	150	1110

Pour tous les arbres échantillonnés, les variables suivantes ont été mesurées à l'aide d'un ruban métrique et un clinomètre : les circonférences du tronc à 0,2 m ($C_{0,2}$) et à 1,3 m ($C_{1,3}$) de hauteur à partir du niveau du sol et la hauteur de l'arbre (H). Pour les arbres en multicaules ou ramifiés, toutes les tiges ont été mesurées et les circonférences moyennes ont été calculées par la formule suivante:

$$C_n = \sqrt{\sum_{i=0}^n C_i^2} \quad (1)$$

où C_i est la circonférence à 0,2 ou à 1,3 m le long du tronc de l'arbre i ,

Ensuite, la biomasse Aérienne (BA) pour chaque arbre a été estimée indirectement en utilisant les équations allométriques spécifiques pour *A. leiocarpa*, *D. microcarpum*, *P. thonningii* (Sawadogo *et al.*, 2010) et *V. paradoxa* (Koala *et al.*, 2014, données non publiées).

Nous avons utilisé une méthode destructrice (Melson *et al.*, 2011; Konopka *et al.*, 2011; Henry *et al.*, 2011) pour estimer la biomasse racinaire (ici souche + grosse racine) pour tous les pieds. Deux méthodes ont été utilisées selon les espèces. Pour les espèces non protégées (*A. leiocarpa*, *D. microcarpum* et *P. thonningii*), toutes les grosses racines (diamètre > 5 mm) ont été complètement excavées et coupées. Dans ce cas, pour être sûr que les racines excavées proviennent des pieds étudiés, les racines ont été déterrées une à une en suivant leur direction à partir de leur point d'insertion au niveau de la souche (Photo 4). Pour l'espèce protégée (*V. paradoxa*), 10 pieds sur le total des 30 arbres ont été complètement excavés. Pour le reste, une excavation partielle a été opérée. Pour se faire, nous avons dans un premier temps creusé dans un espace de 1 m de rayon autour du tronc de l'arbre et le sol a été enlevé de sorte à mettre à nu toutes les racines proximales de l'arbre. Ensuite, nous avons mesuré la circonférence de toutes les racines à 10 cm de leur point d'insertion. Alors, ¼ des racines ont été totalement déterrées et leur longueur mesurée à l'aide d'un mètre ruban. Dans les deux cas, le poids frais de la biomasse est mesuré immédiatement sur le terrain à l'aide d'une balance de précision 0.1 g. Un échantillon de masse connue (Mfe) (au plus 2 kg) a été prélevé au début, milieu et partie terminale des racines. Cet échantillon a été conservé dans un emballage en plastique et transporté au laboratoire où il a été mis à l'étuve à 105°C pendant au moins 48 heures pour éliminer toute humidité.

Enfin, le ratio (R) de la masse fraîche de l'échantillon (Mfe) et sa masse sèche (Mse) après étuve a été calculé suivant la formule :

$$R = \frac{Mfe}{Mse} \quad (2)$$

Ce ratio a été utilisé pour convertir la biomasse fraîche totale (BMf) mesurée sur le terrain en biomasse sèche totale (BMs) en utilisant la formule suivante :

$$BMs = BMf \times R \quad (3)$$

Une régression a permis de relier par une fonction puissance(1) la biomasse sèche des racines totalement excavées à la circonférence mesurée à 10 cm de leur insertion au niveau de la souche et (2) la biomasse sèche de la souche des arbres totalement excavés et la circonférence du tronc à 20 cm au-dessus du sol ($C_{0,2}$) (Kuyah, *et al.*, 2012) :

$$Bi = a \times C_i^b \quad (4)$$

Avec Bi = biomasse de la racine ou la souche, Ci = circonférence de la racine mesurée à 10 cm de son insertion au niveau de la souche ou la circonférence du tronc à 20 cm au-dessus du sol ($C_{0,2}$)

Cette fonction a été utilisée pour estimer la biomasse des racines et souches non excavées. La biomasse racinaire estimée et celle directement mesurée ont été additionnées pour avoir la biomasse racinaire totale de l'arbre.

Après avoir estimé la biomasse aérienne (BA) et biomasse souterraine(BS), nous avons calculé le ratio BS sur BA pour chacun des pieds d'arbres échantillonnés



Photo 5: Image de l'excavation de la biomasse racinaire de *A. leiocarpa*, *D. microcarpum*, *P. thonningii* et *V. paradoxa* à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

5-2-1-2- Analyses des données et construction des équations allométriques

Les analyses statistiques ont été faites avec le logiciel XLSTAT version 14.3.07, Addinsoft, (2007). Comme cela a été fait dans des études précédentes (Konopka *et al.*, 2011; Kuyah *et al.*, 2012; Blujdea *et al.*, 2012), nous avons utilisé la fonction puissance (équation 5) pour modéliser les relations pouvant exister entre les variables morphologiques des arbres et la biomasse (racinaire et aérienne) des arbres :

$$Y = ax^b \quad (5)$$

Où Y , a , b et x_i sont respectivement, variable dépendante, coefficient de variation, variable exponentielle et variable explicative. Nous avons considéré les variables explicatives suivantes: $C_{0.2}$, $C_{1.3}$, H , $C_{0.2}^2 \times H$ et $C_{1.3}^2 \times H$. Dans le but d'estimer les paramètres a et b par régression linéaire, nous avons linéarisé la fonction puissance et les fonctions suivantes ont été testées :

$$\ln(BGB) = a + b\ln(C_{0.2}) + \varepsilon \quad (6)$$

$$\ln(BGB) = a + b\ln(C_{1.3}) + \varepsilon \quad (7)$$

$$\ln(BGB) = a + b\ln(H) + \varepsilon \quad (8)$$

$$\ln(BGB) = a + b\ln(C_{0,2}^2 \times H) + \varepsilon \quad (9)$$

$$\ln(BGB) = a + b\ln(C_{1,3}^2 \times H) + \varepsilon \quad (10)$$

Où a et b sont les coefficients de variation et exponentiel estimés par régression linéaire, et ε est l'erreur de randomisation.

Ensuite, des analyses de régression linéaire ont été faites en vue de sélectionner les meilleurs modèles. Cela a suivi les étapes suivantes : (i) Nous avons premièrement ajusté le modèle et analysé la distribution résiduelle (Petersson et Ståhl, 2006; Picard et Henry, 2012). Les observations qui avaient des résidus standardisés supérieurs à 2 fois l'erreur standard, ont été supprimés parce que considérés comme des données aberrantes. Après la suppression de toutes les données aberrantes, les modèles ont été à nouveau ajustés ;(ii) parmi les meilleurs modèles qui ont montré une distribution résiduelle normale, nous avons éliminé les modèles qui ont eu un coefficient de détermination (R^2) inférieur à 0,5 ;(iii) le choix du meilleur modèle par espèce est enfin fait en se basant sur le niveau de biais, l'erreur standard (SE) et le coefficient de détermination (R^2). Le meilleur modèle est celui qui minimise le biais et SE et maximise R^2 . Le biais est calculé en utilisant la formule suivante :

$$\text{Biais (\%)} = SE^2/2 \quad (11)$$

Dans le but de corriger le biais dû à la re-transformation après la transformation logarithmique des variables indépendantes, nous avons multiplié BA et BR estimées par le facteur de correction de premier ordre qui est calculé en utilisant la formule suivante (Baskerville, 1972):

$$CF = e^{\frac{SE^2}{2}} \quad (12)$$

Les statistiques de validation ont été entreprises pour s'assurer de la qualité de prédiction de nos modèles. Pour ce faire nous avons utilisé la méthode de validation croisée *K-tours*. Elle a consisté à diviser l'échantillon en 5 parties, les quatre premières parties ont été utilisées pour ajuster le modèle et le cinquième pour la validation. Les variables liées à la statistique de validation ont été calculées et reportées.

La dernière étape a consisté à estimer l'influence de l'environnement sur l'allocation de la biomasse en comparant les équations (modèles) développées dans

cette étude avec celles qui ont été construites pour les espèces des forêts tropicales sèches dans d'autres zones géographiques et déjà publiées dans la littérature (Cairns *et al.*, 1997; Mokany *et al.*, 2006; Kuyah *et al.*, 2012). Pour la comparaison, la meilleure équation générale pour toutes les espèces de cette étude et celles anciennement publiées dans la littérature ont été appliquées aux mêmes données. Ensuite, l'erreur de l'estimation occasionnée par chaque équation a été calculée par la formule:

$$Erreur (\%) = ((\sum_{i=1}^N \frac{Bi_{Prédite} - Bi_{Mesurée}}{Bi_{Mesurée}}) / N) \times 100 \quad (13)$$

Par la suite, le test de Tukey a été utilisé pour voir si l'erreur de prédiction de la biomasse de chaque équation est significative ou non.

5-2-2-RESULTATS

En général, BR a été significativement corrélé aux paramètres dendrométriques des arbres (circonférences et hauteur) et toutes les équations testées ont été hautement significatives ($p < 0,001$) pour toutes les espèces (Tableau 18). Les paramètres du modèle ont été également hautement significatifs ($p < 0,001$) pour l'ensemble des modèles sélectionnés. Le coefficient de détermination (R^2) a varié de 51 à 91% selon les variables explicatives et les espèces. Les équations basées sur un seul paramètre dendrométrique comme variable explicative ont prédit BR avec une précision élevée pour toutes les espèces, sauf pour *P. thonningii* où les meilleures équations ont exigé la combinaison des circonférences (C) et Hauteur (H).

Tableau 18 : Equations allométriques pour la biomasse racinaire (BR) (kg) sur la base de différentes variables explicatives: circonférence à 0,2m de hauteur à partir du niveau du sol (C0.2), la circonférence (cm) à 1,3m du niveau du sol (C1.3) et la hauteur (H) (cm) à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. BR a été log-transformée.

Espèces	Variable	a	SSE (a)	b	SSE(b)	SE	BIAIS(%)	CF	R ²	P-value
<i>A. leiocarpa</i>	$\ln((C_{0.2})^2 \times H)$	-7,632	0,554	0,655	0,044	0,122	6,1	1,063	0,88	< 0,001
	$\ln((C_{1.3})^2 \times H)$	-6,733	0,532	0,627	0,045	0,139	6,9	1,072	0,88	< 0,001
	$\ln(C_{0.2})$	-5,083	0,436	1,797	0,135	0,151	7,6	1,079	0,87	< 0,001
	$\ln(C_{1.3})$	-4,072	0,374	1,711	0,133	0,161	8,1	1,084	0,86	< 0,001
	$\ln(H)$	-12,111	1,209	2,039	0,193	0,223	11,1	1,118	0,80	< 0,001
<i>D. microcarpum</i>	$\ln(C_{1.3})$	-0,749	0,428	1,376	0,136	0,144	7,2	1,075	0,80	< 0,001
	$\ln(C_{0.2})$	-1,745	0,681	1,494	0,192	0,214	10,7	1,113	0,70	< 0,001

	$\ln(H)$	-6,928	1,891	1,723	0,312	0,330	16,4	1,179	0,53	< 0,001
	$\ln ((C_{1,3})^2 \times H)$	-3,202	0,802	0,429	0,072	0,175	8,8	1,092	0,57	< 0,001
<i>P. thonningii</i>	$\ln ((C_{0,2})^2 \times H)$	-4,576	1,151	0,502	0,094	0,198	9,9	1,104	0,51	< 0,001
	$\ln (C_{0,2})$	-9,241	0,684	3,214	0,196	0,289	14,4	1,155	0,91	< 0,001
<i>V. paradoxa</i>	$\ln ((C_{1,3})^2 \times H)$	-9,819	0,876	0,960	0,071	0,412	20,6	1,229	0,87	< 0,001
	$\ln (C_{1,3})$	-5,575	0,586	2,431	0,187	0,439	21,9	1,245	0,86	< 0,001
	$\ln(H)$	-19,098	2,777	3,462	0,458	1,025	51,2	1,669	0,68	< 0,001
Toutes les	$\ln (C_{0,2})$	-6,229	0,631	2,426	0,187	0,955	47,7	1,612	0,61	< 0,001
espèces	$\ln (C_{1,3})$	-3,939	0,470	2,013	0,159	0,987	49,3	1,638	0,59	< 0,001

a= Interception du modèle ; *SSE (a)* = Erreur standard liée à l'interception *a*, *b*= constante exposant ; *SSE (b)* = Erreur standard liée à la constante *b* ; *SE* = Erreur standard du modèle.

Le coefficient d'expansion (*b*) des modèles basés sur une seule variable explicative a varié de 1,4 à 3,5 selon la variable et l'espèce considérée. Selon le niveau de biais enregistré, *A. leiocarpa* a eu globalement les meilleurs ajustements de modèles (Tableau 18).

Les équations 6 et 7 ont été les meilleurs modèles pour prédire les BR de *V. paradoxa* et *D. microcarpum*. $C_{1,3}$ a expliqué près de 80% la BR de *D. microcarpum* (Figure 26b), tandis que $C_{0,2}$ a expliqué 91% celle de *V. paradoxa* avec 14% de biais. En combinant les circonférences et la hauteur ($(C_{0,2})^2 \times H$ ou $(C_{1,3})^2 \times H$) en une variable explicative, on a obtenu les meilleurs modèles pour *A. leiocarpa* ($R^2=0,80$, biais =11%) et *P. thonningii* ($R^2=0,57$, biais =9%). Le meilleur modèle général pour les quatre espèces a été basé sur $C_{0,2}$ (équation 6). Il a expliqué 61% de BR des quatre espèces. Néanmoins, le modèle général était moins précis parce qu'il a eu un biais plus important (Tableau 18).

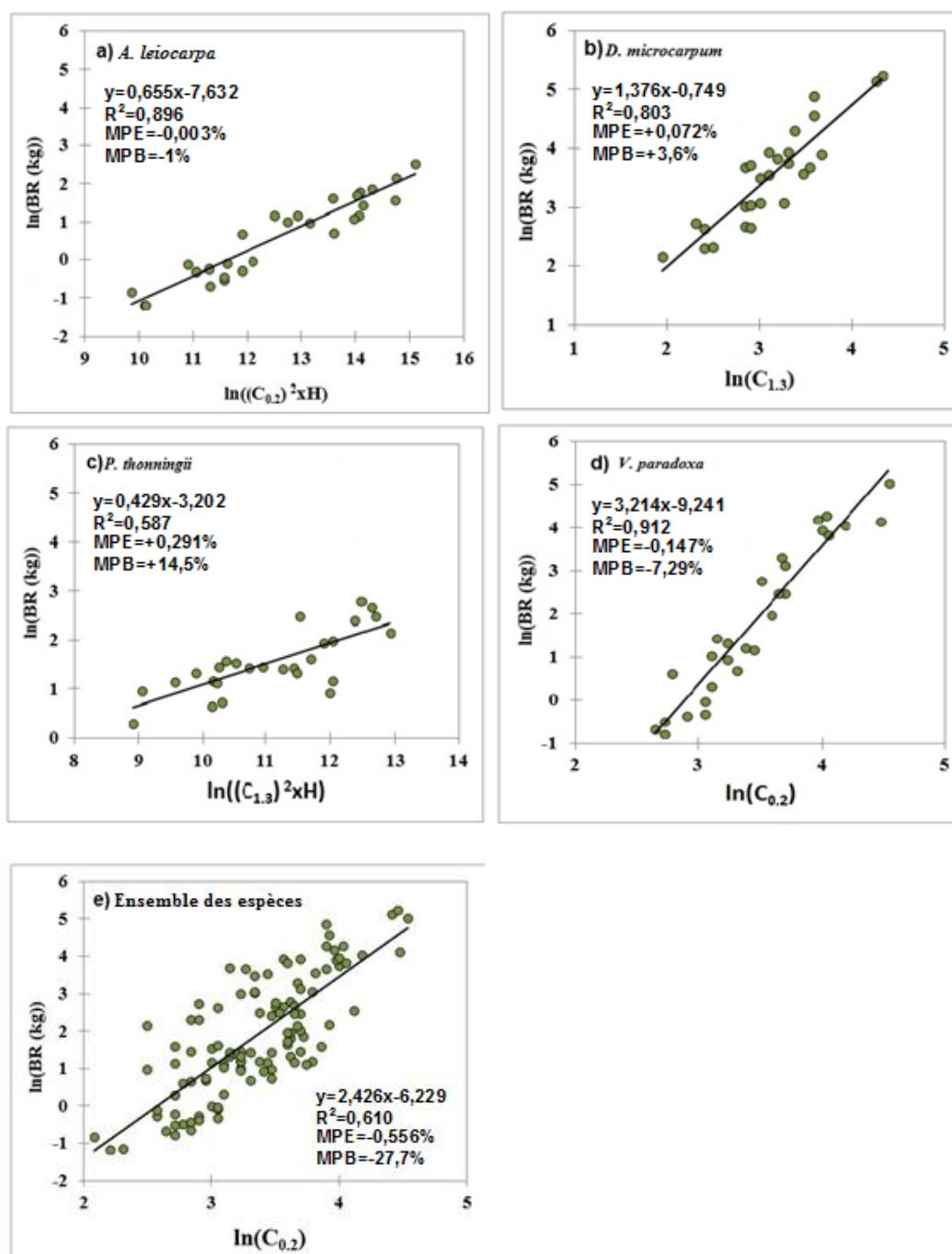


Figure 26 : Les meilleures équations de prédiction de la biomasse racinaire (BR) sur la base de circonférence à 0,2 m de hauteur à partir du niveau du sol ($C_{0.2}$), la circonférence de 1,3 m du niveau du sol ($C_{1.3}$) et la hauteur (H): (a) *A. leiocarpa*, (b) *D. microcarpum*, (c) *P. thonningii*, (d) *V. paradoxa* et (e) Général pour toutes les espèces à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. MPE = erreur de prédiction de la moyenne ; MPB = Biais de prédiction de la moyenne (biais de prédiction en dehors de l'échantillon – biais de prédiction dans l'échantillon)

Les ratios BS : BA pour tous les 120 arbres excavés ont varié de 0,1 à 3,4. Les ratios RS ont varié significativement ($p < 0,001$) entre les espèces étudiées. Deux groupes d'espèces ont été observés. *V. paradoxa* et *A. leiocarpa* ont eu des ratios de 0,33 et 0,58, respectivement qui ont été inférieurs à ceux du deuxième groupe constitué par *D. microcarpum* et *P. thonningii* (respectivement 2,9 et 2,5) (tableau 19).

Tableau 19: Moyennes et intervalles de confiance à 95% (IC 95%) de la biomasse racinaire (BR), la biomasse aérienne (BA) et ratio BR:BA (RA) des espèces d'arbres échantillonnés à Tiogo et à Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	BR (kg)		BA (kg)		Ratio (BR/BA)	
	Moy	CI 95 %	Moy	CI 95 %	Moy	CI 95
<i>A. leiocarpa</i>	3,0 a	6,4 - 12,5	4,4 a	32,2 - 41,1	0,6 a	0,1 - 1,0
<i>D. microcarpum</i>	26,9 c	17,3 - 36,6	7,4 a	29,9 - 44,8	2,9 b	2,5 - 3,4
<i>P. thonningii</i>	5,8 ab	3,8 - 15,4	2,2 a	35,1 - 39,5	2,5 b	2,0 - 3,0
<i>V. paradoxa</i>	22,7 bc	13,3 - 32,2	97,3 b	60,7 - 134,0	0,3 a	0,1 - 0,8

Dans la même colonne, les valeurs moyennes avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes ($P < 0,05$)

Les équations de Kuyah *et al.* (2012) ($BGB = 0,048 \times DHP^{2,303}$), Mokany *et al.* (2006) ($BGB = 0,27 \times AGB$) et Cairns *et al.* (1997) ($BGB = -1,085 + 0,9256 \times \ln(ABG)$) que nous avons sélectionnées ont toutes sous-estimé la BR, si l'on considère toutes les espèces (Figure 27). L'erreur moyenne a varié de -8% à -63% selon l'équation et la classe de circonférence (Figure 34e). Lorsqu'on considère séparément les différentes espèces, l'écart entre la BR prédite et celle mesurée a augmenté et varié entre les espèces et les classes de circonférence (Figure 28). Les erreurs ont été plus grandes et négatives pour *D. microcarpum* et *P. thonningii* que pour les autres espèces.

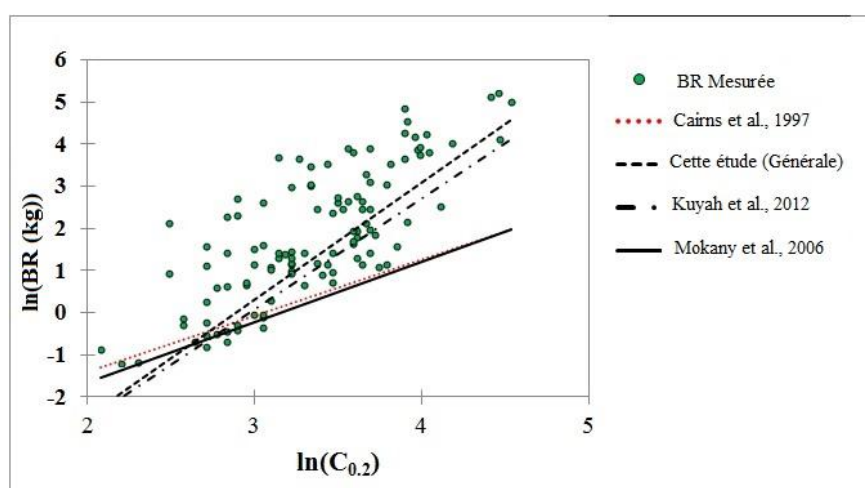


Figure 27 : Comparaison des équations faites sur la base de la biomasse mesurée et quelques équations génériques appliquées à 4 espèces des forêts de Tiogo et Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

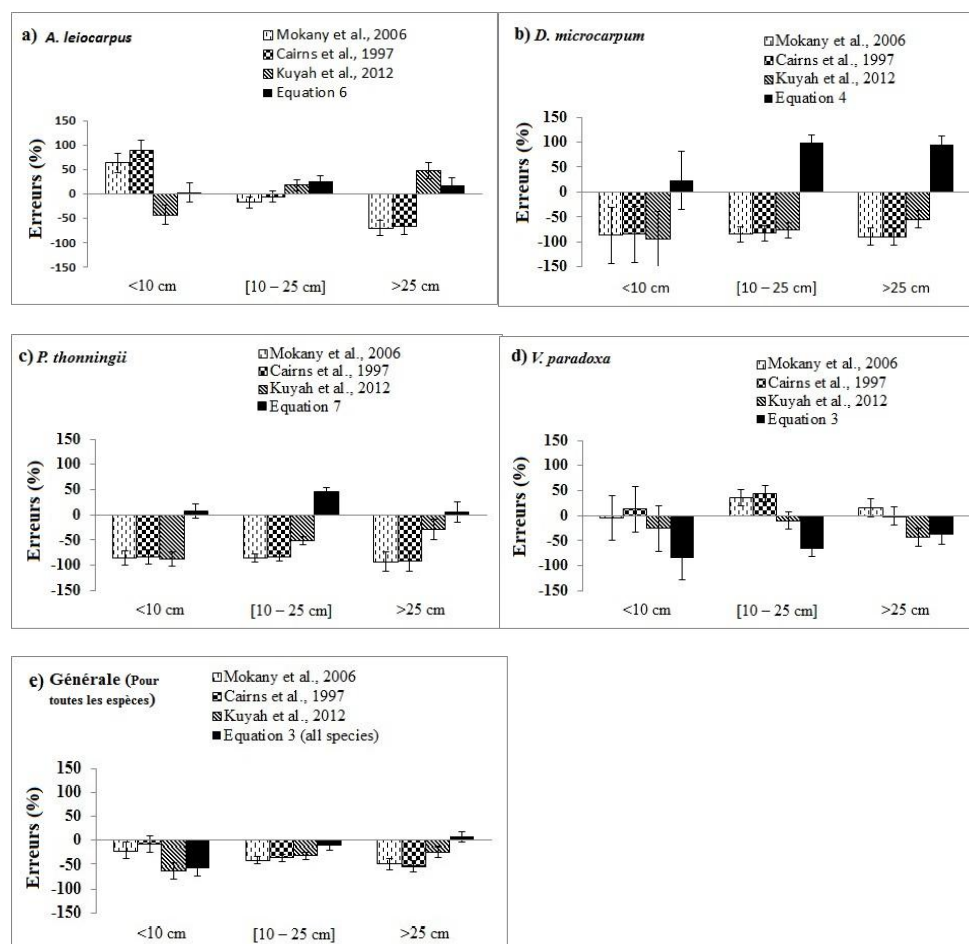


Figure 28 : Erreurs moyennes (%) par espèce suivant trois classes de diamètre pour les meilleures équations de cette étude, Kuyah *et al.* (2012) ($BGB = 0,048 \times DHP^{2,303}$), Mokany *et al.* (2006) ($BGB = 0,27 \times AGB$) et Cairns *et al.* (1997) ($BGB = -1,085 + 0,9256 \times \ln(ABG)$) appliquées à 4 espèces des forêts de Tiogo et Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

5-2-3-DISCUSSION

Nous avons constaté que l'utilisation des circonférences ($C_{0,2}$ et $C_{1,3}$) et la hauteur comme variables explicatives dans la fonction puissance permet de prédire avec précision la BR des quatre espèces étudiées. Les équations allométriques spécifiques pour la biomasse racinaire ont été établies pour *A. leiocarpa*, *D. microcarpum*, *P. thonningii* et *V. paradoxa*. Toutes les équations ont été hautement significatives ($p < 0,001$) avec les résidus répartis de façon aléatoire. Les équations développées dans cette étude pourraient être applicables dans des sites semblables écologiquement à notre zone d'étude (Jenkins *et al.*, 2003).

Les meilleurs modèles construits dans cette étude ont eu des coefficients de détermination (R^2) variant entre 0,57 et 0,91 et des erreurs standards entre 12% et 28%. Les ajustements du modèle sont comparables à ceux de Lufafa *et al.* (2009) qui a obtenu un R^2 qui a varié entre 0,66 et 0,83 pour les espèces de savanes arborées (*G. senegalensis* et *P. reticulatum*). Cependant, les ajustements des modèles de cette étude sont faibles en comparaison à ceux obtenus pour des espèces tempérées (Wang, 2006; Peichl *et al.*, 2007; Konopka *et al.*, 2011).

Le coefficient d'expansion de BR a varié suivant les espèces et les classes de circonférence. La variation entre les espèces pourrait s'expliquer par leurs différences de morphologie et du système racinaire, qui pourrait affecter leur biomasse. Par exemple, *D. microcarpum* dispose d'un système de racines peu profondes, tandis que *V. paradoxa* a un système racinaire mixte (Bationo *et al.*, 2001). En outre, certaines espèces comme *D. microcarpum* et *P. thonningii* régénèrent toutes deux par drageonnage (Sawadogo, 2009b; Ky-Dembele *et al.*, 2010). La régénération par drageonnage pourrait affecter le niveau de l'allométrie, et donc expliquer l'ajustement faible de leurs modèles comparativement à ceux de *V. paradoxa* et *A. leiocarpa* qui régénèrent par semis. Ceci conforte l'idée selon laquelle les spécificités entre les espèces doivent être prises en compte dans la construction des équations allométriques, et montre l'importance de l'ajout de paramètres caractéristiques tels que la gravité spécifique du bois que certains auteurs ont souligné (Chave *et al.*, 2005; Basuki *et al.*, 2009).

Le coefficient d'expansion (l'exposant de la fonction puissance)(b) peut être interprété comme le nombre de fois que la BR peut croître quand la variable explicative croît d'une unité (Enquist *et al.*, 1998). Pour la même variable explicative,

le coefficient d'expansion a différé suivant les espèces. Cela pourrait être dû aux caractéristiques génétiques de chaque espèce, ou aux réponses écophysiologiques spécifiques aux espèces dans différents habitats (Wang, 2006). Ces différences auraient pu contribuer à affaiblir l'ajustement du modèle général commun aux quatre espèces.

Plusieurs variables explicatives ont été utilisables pour prédire la BR comme par exemple DHP (Petersson et Ståhl, 2006; Konopka *et al.*, 2011; Blujdea *et al.*, 2012), la taille de la couronne (Lufafa *et al.*, 2009; Kuyah, *et al.*, 2012) et le diamètre de base (Wang, 2006; Peichl et Arain, 2007; Blujdea *et al.*, 2012). Dans cette étude, nous avons obtenu un bon ajustement du modèle en utilisant $C_{0,2}$, $C_{1,3}$ et H . L'avantage de ces facteurs est qu'ils sont généralement mesurés dans les inventaires forestiers et des enquêtes communautaires, ce qui rend l'application des équations à plus grande échelle plus facile. En outre, la circonférence est pratique pour les espèces ligneuses dans les écosystèmes de savane, qui ont rarement des troncs cylindriques permettant la mesure précise des diamètres. $C_{0,2}$ a été une bonne variable explicative pour toutes les quatre espèces et le modèle général. Dans les forêts aménagées gérées pour la production du bois de feu qui existent dans de nombreuses régions du Burkina Faso et dans d'autres pays en Afrique de l'Ouest, les modèles basés sur la circonférence mesurée à 20 cm au-dessus du sol ($C_{0,2}$) pourraient donc être largement appliqués. En effet, la hauteur de coupe prescrite dans ces forêts est à 20 cm. Par conséquent l'évaluation de la biomasse pourrait toujours se faire même pour les pieds déjà coupés. La hauteur (H) utilisée seule est une mauvaise variable explicative pour la prédiction de BR. Cela est en accord avec ce qui est soutenu par des études antérieures (Jenkins *et al.*, 2003; Peichl et Arain, 2007). Néanmoins, les modèles dans lesquels H est combinée avec la circonférence, ont amélioré l'ajustement des modèles de deux espèces (*A. leiocarpa* et *P. thonningii*). Cela a également été mis en évidence pour la biomasse aérienne, lorsque la hauteur est utilisée en combinaison avec le DHP (Cienciala *et al.*, 2006; Kaonga et Bayliss-Smith, 2009). L'importance de H pour la prédiction de la BR dépend des espèces. Cette réalité doit être prise en compte lors de la collecte de données. Ce résultat est contraire à celui de Hofstad (2005) qui a trouvé que la H est une variable non indispensable lorsqu'il s'agit de construire des équations pour l'estimation de la biomasse.

La variation des ratios BS :BA pour toutes les espèces étudiées (0,1 à 3,4) est comparable à celle des savanes arbustives (0,335 à 4,250) rapportée par Mokany *et al.*, (2006). Néanmoins, la plage de ces ratios a été plus étendue que celle pour les espèces récoltées dans une zone plus humide que notre zone d'étude (0,12 à 1,11) (Kuyah *et al.*, 2012b) . De nombreux facteurs influencent le ratio BS :BA tels que le climat, le sol, le type de végétation (Cairns *et al.*, 1997) et les stratégies de régénération des espèces (Mokany *et al.*, 2006). La capacité qu'ont *D. microcarpum* et *P. thonningii* de se régénérer par drageonnage peut expliquer la valeur élevée de leur ratios BS:BA.

Selon nos résultats, les équations sur la BR publiées dans la littérature (Cairns *et al.*, 1997; Mokany *et al.*, 2006; Kuyah *et al.*, 2012) sous-estiment la biomasse racinaire des espèces des savanes arborées. Ceci suggère que les ratios RS dans les savanes boisées sont sensibles aux conditions environnementales, et que des modèles construits pour des conditions climatiques et végétales spécifiques sont donc nécessaires pour estimer avec précision la BR dans les écosystèmes de savane d'Afrique de l'Ouest.

Les équations développées dans cette étude pourraient être améliorées si l'échantillon était équilibré et en plus si d'avantage d'arbres par espèce étaient excavés. La taille de l'échantillon dans cette étude a été de 30 arbres par espèce et est supérieure à celle de Konopka *et al.* (2011) et Wang (2006) (5–25 arbres), mais est plus petite que celle de Cairns *et al.* (1997) et Kuyah *et al.* (2012c). L'augmentation de la taille de l'échantillon devrait améliorer l'ajustement des modèles, donc la précision dans la prédiction de la BR des espèces.

5-3-ESTIMATION DE LA BIOMASSE AERIENNE ET SOUTERRAINE DE *Vitellaria paradoxa* C.F. GAERTN. DANS LES PARCS AGROFORESTIERS

La biomasse aérienne est largement étudiée un peu partout dans le monde et de nombreuses équations allométriques existent (Zhou *et al.*, 2003; Chave *et al.*, 2005; Petersson et Ståhl, 2006; Sawadogo *et al.*, 2010; Henry *et al.*, 2011; Kuyah *et al.*, 2012b; Chave *et al.*, 2014), mais la plupart d'entre elles est faite pour les forêts naturelles ou aménagées. Des équations pour l'estimation de la biomasse dans les systèmes de parcs agroforestiers sont rares, et lorsqu'elles existent, elles prennent rarement en compte la biomasse souterraine (Peltier *et al.*, 2007; Kuyah *et al.*, 2012b). Certains de ces modèles qui existent montrent une corrélation relativement

élevée entre la biomasse souterraine et des paramètres tels que le diamètre à 1,3m, la hauteur de l'arbre, l'aire de la couronne, la densité spécifique des arbres et leurs combinaisons (Chave *et al.*, 2005; Petersson et Ståhl, 2006; Kuyah *et al.*, 2012; Kuyah *et al.*, 2012a, 2012b). Malheureusement, aucune des équations existantes n'est représentative des parcs, et l'extrapolation qu'on ferait à partir des modèles existants pourrait conduire à des estimations biaisées et incertaines (Melson *et al.*, 2011). Le niveau de la biomasse sèche est généralement déterminée à partir du volume et la densité spécifique des arbres et ces paramètres sont couramment estimés par des méthodes destructives (Henry *et al.*, 2011; Melson *et al.*, 2011).

Vitellaria paradoxa C.F. Gaertn. est l'un des arbres fruitiers le plus important de la zone nord soudanienne. La pulpe de son fruit est consommée et représente un apport nutritif important au cours de la saison pluvieuse et la période de soudure (Lamien *et al.*, 2009). Pendant la période de soudure en saison pluvieuse, le manque de nourriture fort heureusement coïncide avec la maturité de ses fruits (Lamien *et al.*, 2006). En raison de son importance, il est l'une des rares espèces d'arbres protégées au Burkina Faso, mais aussi dans la plupart des autres pays où il est présent. Des équations allométriques de la biomasse aérienne ont été développées pour *V. paradoxa* au Mali (Nouvellet *et al.*, 2006) et au Cameroun (Peltier *et al.*, 2007), mais à notre connaissance, il n'existe pas d'équation allométrique établie pour la biomasse totale (aérienne et souterraine) dans des conditions de l'Afrique de l'Ouest. Des études ont rapporté qu'une proportion importante de la biomasse se trouve au niveau souterrain, et cette proportion varie entre 10% et 90% de la biomasse aérienne en fonction de type de végétation (Hairiah *et al.*, 2010). Cependant, les proportions de la biomasse souterraine peuvent être affectées par des conditions pédologiques et hydriques. Par exemple, certains arbres de la savane semi-aride, adaptés à la sécheresse, ont des systèmes racinaires profonds qui peuvent accumuler plus de 50% de la biomasse dans la fraction souterraine (Griew et Aussenac, 1988; Logbo *et al.*, 2011).

L'objectif de cette étude a été de (1) déterminer la répartition de la biomasse dans les fractions souterraines et aériennes de *V. paradoxa* dans les paysages agricoles (2) établir le rôle des pratiques agroforestières (fertilisation par du fumier organique ou par système de jachère) sur la biomasse, (3) construire des équations spécifiques pour l'évaluation de la biomasse dans les paysages agricoles.

5-3-1- MATERIELS ET METHODES

L'étude a été menée dans le site sentinelle installé à Tiogo (cf. Chapitre 2-2-2) particulièrement dans les parcs agroforestiers (Figure 29).

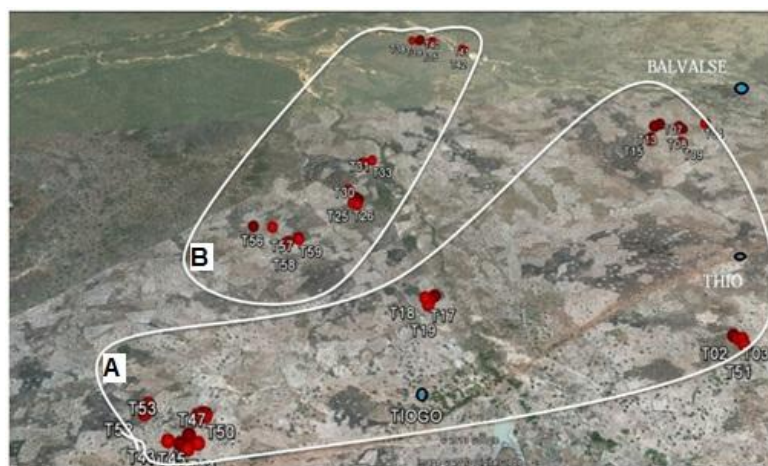


Figure 29: Distributions des arbres étudiés dans le parc agroforestiers de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. A= Arbres localisés dans les champs de village et B= Arbres localisés dans les champs de brousse.

Les parcs agroforestiers y sont les principaux systèmes de production. Le sorgho, occupe la majeure partie des terres cultivées en association avec le niébé, l'arachide et le haricot. Le système d'exploitation est constitué d'une alternance de culture et de jachère dont la longueur des cycles diminue avec le temps. La caractéristique du système d'exploitation est la préservation de certaines espèces d'arbres importantes comme *Vitellaria paradoxa*, *Adansonia digitata*, *Parkia biglobosa*, *Lannea microcarpa*, *Tamarindus indica* sur les terres agricoles. Les espaces cultivés sont fortement affectés par les activités humaines, par exemple, le pâturage du bétail, les feux de brousse et les cueillettes diverses de produits naturels y compris le bois de chauffage, des matériaux de chaume, des poteaux pour la construction, des produits comestibles et des plantes médicinales. Les feux sont aussi utilisés pour nettoyer les jachères pour les cultures et pour préparer les champs pour les semis à la fin de la saison sèche (Sawadogo, 2009).

Les données ont été collectées sur le site sentinelle situé à Tiogo (Figure 6) dans les mois de juillet et août, correspondant à la période de production foliaire maximale. Afin d'évaluer l'influence de l'intensité de la gestion des terres agricoles sur la biomasse, deux catégories de grappes ont été examinées en se basant sur leur distance par rapport au village; les champs situés dans les grappes à proximité des villages «Champ de Village» (pas plus de 0,5 à 1km autour du village) et qui

sont généralement caractérisés par l'apport annuel de la fumure organique comme mode de fertilisation et «les champs de brousse» situé au-delà des «champs de village» et caractérisés par l'utilisation du système de jachère comme mode de restauration de la fertilité des sols (Kalinganire *et al.*, 2006).

Dans les grappes de parcelles considérées, 8 à 9 arbres localisés de façon dispersés ont été sélectionnés. Seuls les arbres de diamètre à hauteur de poitrine > 10 cm ont été considérés. Au total, 35 arbres ont été échantillonnés dans les champs situés près des villages et 25 arbres dans les champs qui en sont éloignés. Comme *Vitellaria paradoxa* est une espèce protégée, un accord officiel avec les autorités locales ainsi qu'un accord d'indemnisation des propriétaires ont été nécessaires avant l'échantillonnage et la coupe des arbres sélectionnés. Parmi les 60 arbres échantillonnés, la moitié (A) a fait l'objet de mesure destructrice complète pour les compartiments de la biomasse aérienne et souterraine. Pour la moitié restante (B) une méthode de destruction partielle a été effectuée.

1) Mesure de la biomasse aérienne

Avant d'abattre un arbre, les variables suivantes ont été mesurées: Diamètre à 0,20 m ($D_{0,2}$), le diamètre à 1,3 m ($D_{1,3}$), hauteur de l'arbre (H) et la superficie du houppier (S_h) (assumée pour être la projection verticale de la surface). Le diamètre du houppier a été mesuré suivant deux axes perpendiculaires (est-ouest et sud-nord). La moyenne des deux mesures a été considérée comme étant le diamètre du houppier (D_h) et utilisée pour calculer la superficie du houppier (S_h) selon la formule suivante:

$$S_h = (D_h/2)^2 \times \pi \quad (14)$$

La hauteur des arbres et la longueur du tronc des arbres abattus, ont été mesurées avec un ruban métrique. Afin d'être en mesure d'estimer la biomasse souterraine totale pour tous les arbres, la procédure suivante a été appliquée. Pour tous les arbres (A et B), dans un rayon de 2 m autour de la souche, le sol a été retiré sur la profondeur à laquelle toutes les racines proximales ont été visibles. Les circonférences mesurées à 10 cm ($D_{0,1}$), 1 m (D_1), à 2 m (D_2) de l'insertion de la racine à la souche et à l'extrémité extérieure des racines excavées ont été utilisés pour délimiter trois segments. Pour les racines ayant ramifiées avant 1m et 2m, la circonférence de chaque brin a été mesurée et ensuite le diamètre équivalent a été calculé comme suit:

$$D = \sqrt{\sum_{i=0}^n d_i^2} \quad (15)$$

Où d est le diamètre de la racine fourchue i .

La biomasse fraîche totale des racines est obtenue en faisant la somme des biomasses relatives des trois segments. Les caractéristiques des arbres échantillonnés sont comme mentionnées dans le tableau ci-dessous (Tableau 20).

Tableau 20: Caractéristiques de l'échantillon d'arbres utilisés pour l'étude de la biomasse aérienne et souterraine de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. Brousse= est la localisation des arbres qui sont dans les champs de brousses (situé à plus de 2 km du village). Village = localisation des arbres qui sont dans les champs situés aux alentours du village. 1= classe de Diamètre 10-20 cm, 2= classe de diamètre 20-35, 3= Classe de diamètre 35-50 cm et 4=Classe de Diamètre >50 cm.

CD	Locations de champs	N	D _{0,2} (cm)	D _{1,3} (cm)	Hauteur (m)	Surface du houppier (m ²)	Densité du bois (kg m ³)	Végétation ligneuse autour des arbres excavés (N ha ⁻¹)		
								Arbustes	Arbres	Plantules
1	Brousse	9	19,4±2,4	15,5±2,3	5,4±1,0	28,3±23,7	681,4±54,6	32±29	43±35	188±284
1	Village	7	19,4±5,6	16,6±2,6	7,3±1,8	24,1±12,6	719,7±59,2	73±77	26±19	227±167
2	Brousse	6	30,5±9	28,3±5,4	7,5±1,0	49,4±25,7	777,5±53,8	64±44	38±23	243±192
2	Village	11	36,4±5,3	29,3±3,6	8,4±1,4	71,8±69,5	760,4±65,1	74±92	26±11	419±370
3	Brousse	6	51,8±5,8	45,7±4,1	12,2±3,0	90,3±21,3	807,7±57,3	37±32	24±10	225±133
3	Village	10	47,2±5,7	40,8±6,2	10,3±3,6	100,3±7,1	772,8±102,2	67±101	20±15	320±335
4	Brousse	4	73,2±12	66,5±9,3	16,2±8,1	161,5±44,1	788,8±17,4	41±74	34±28	246±23
4	Village	7	71,9±12,8	60,4±9,5	13±2,3	175±78,7	814,1±69,1	80±91	39±50	229±128

a)-Mesure directe de la biomasse aérienne des arbres (Echantillon A)

Toutes les feuilles des arbres abattus ont été d'abord récoltées et pesées (Photo 6A). Après la défoliation, les arbres ont été coupé et séparé en plusieurs compartiments : *tronc* (partie allant de la souche au premier embranchement), *grosses branches* et *petites branches* (ou brindilles) (diamètre ≤ 3 cm). Chaque compartiment a été coupé en petits morceaux et pesé sur le terrain avec une balance (précision 0,1 g) pour obtenir le poids frais de la biomasse.



Photo 6: Biomasse aérienne par compartiment de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. **A=** Défoliation après abattage de l'arbre, **B=** Séparation des grosses branches et des brindilles, **C=** Débitage du bois du tronc pour faciliter les pesés, **D=** Pesés de la biomasse fraîches des différents compartiments.

Pour chaque arbre abattu, trois disques d'environ 3cm d'épaisseur ont été pris au niveau du tronc; le premier au bout, le deuxième au milieu et le dernier à la partie supérieure de chaque tronc. Un disque a été choisi subjectivement au niveau des grosses branches. Pour les feuilles et les petites branches, des échantillons composites d'environ 1 kg par arbre ont été prélevés (Photo 7). Les échantillons ont été ensuite conditionnés dans des petits sacs et envoyés au laboratoire pour la détermination du poids sec. Ils ont été séchés au four à 105°C jusqu'à poids constant pour éliminer l'humidité. Le poids frais de chaque compartiment déterminé sur le terrain a ensuite été multiplié par le ratio poids sec: poids frais de l'échantillon correspondant, pour obtenir une estimation du poids sec total de chaque arbre.



Photo 7: Echantillons de chaque compartiment de *Vitellaria paradoxa* séchés au laboratoire et collecté sur le site de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. (A) = tronc, (B) = Branches, (C) = Feuilles, (D) = Brindilles, (E) = Racines

b)-Mesure indirecte de la biomasse aérienne des arbres (Echantillon B)

La biomasse fraîche (Bf) a été obtenue à l'aide d'une fonction allométrique obtenue par une régression entre le $D_{1,3}$ des arbres abattus de même classe de diamètre et la biomasse fraîche mesurée. Des échantillons de carotte ont été prélevés sur le tronc et les grosses branches à l'aide d'une tarière à bois Presler. Pour les compartiments « feuilles et brindilles », des échantillons ont été prélevés à l'aide d'un sécateur. Ces échantillons ont été pesés immédiatement sur le terrain et envoyés au labo pour séchage. La biomasse sèche de chaque compartiment a été déterminée en multipliant la Bf déterminée sur le terrain par le ratio poids sec: poids frais de l'échantillon correspondant.

2)-Biomasse souterraine

a)-Mesure directe (Echantillon A)

Pour chacun des arbres de l'échantillon (A), la souche avec des racines qui y sont attachées ont été complètement excavées (Photo 8). La souche a été séparée des racines et pesée. Le poids sec des racines a été déterminé en utilisant les mêmes méthodes que pour la biomasse aérienne. Pour les racines, un disque de 2 cm d'épaisseur a été pris sur chacun des segments (0-1 m, 1-2m et >2m) et utilisé pour déterminer le ratio poids frais: poids sec.



Photo 8: Image de l'excavation complète de *Vitellaria paradoxa* dans un parc agroforestier de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

b)-Mesure indirecte (Echantillon B)

Pour l'échantillon B, un quart des racines a été entièrement excavé. Pour estimer la biomasse des racines qui n'ont pas été complètement déterrées, des modèles de régression ont été calculés sur la base des racines complètement excavées. Une fonction de biomasse racinaire a été établie pour chaque zone concentrique allant du centre de la souche et vers l'extérieur (distances 0-1 m, 0-2 m et >2 m de la souche) (Photo 9). Les diamètres à 0,1m ($D_{0,1m}$), le diamètre à 1m (D_{1m}) et à 2 m (D_{2m}) de la souche mesurés, ont été utilisés comme variables explicatives.



Photo 9: Mesure des diamètres à 1m et 2 m du tronc pour l'estimation de la biomasse racinaire par zone concentrique 0-1 m, 1-2 m et >2 m autour d'un pied de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

3)-Analyse de données

Une analyse de variance (ANOVA) a été faite sur les variables biomasse sèche des compartiments et biomasse totale des arbres en fonction des différentes classes de diamètre et de la localisation des champs (champ de village et champ de brousse). Le test de Tukey a été utilisé pour comparer les différentes moyennes. Ensuite, les équations ont été construites pour l'estimation de la biomasse des différents compartiments et la biomasse totale des arbres. Pour tester la fiabilité de l'estimation de la biomasse de l'échantillon B, les équations ont été construites séparément pour les deux échantillons (A et B). Les ajustements et les erreurs induites par les modèles qui en sont issus, ont été comparés par les tests de *Tukey*. L'organisation des données à cet effet et la procédure de sélection des meilleures fonctions ont été les mêmes que celles décrites en A-2-2-4. Les fonctions testées sont :

$$\ln(y_i) = a + b \ln(x_i) \quad (16)$$

$$\ln(y_i) = a + b \ln(D_{1,3}^2 \times H) \quad (17)$$

$$\ln(y_i) = a + b \ln(\rho \times D_{1,3}^2 \times H) \quad (18)$$

$$\ln(y_i) = a + b \ln(D_{1,3}) + c \ln(H) \quad (19)$$

$$\ln(y_i) = a + b \ln(D_{1,3}) + c \ln(S_h) \quad (20)$$

$$\ln(y_i) = a + b \ln(D_{1,3}) + \ln(H) + \ln(\rho) \quad (21)$$

5-3-2- RESULTATS

5-3-2-1- Equations allométriques

Les tableaux (21 et 22) présentent les estimations des constantes **a** (transformées en $\ln(a)$ pour le modèle linéarisé) et la variable indépendante **b** (l'exposant) des fonctions de puissance pour chaque variable ($D_{0,2}$, $D_{1,3}$, S_h et $S_h \times H$). Nous avons également reporté les erreurs standards des estimations (SEE) et les valeurs des biais estimés pour chaque compartiment de l'arbre et la biomasse issues de leur agrégation

Différentes équations allométriques ont été établies pour prédire la biomasse des *feuilles*, *brindilles*, *branches*, *tronc*, *souches*, *racines* dans un rayon de 1m, *racines dans un rayon de 2m*, *racines au-delà de 2 m* et *racines totales*. Les équations pour tous les compartiments ont été bien ajustées avec des données de poids sec de la biomasse. Dans tous les cas, $D_{1,3}$ a été la meilleure variable explicative pour la biomasse sèche des différents compartiments (Tableau 21). La corrélation entre le

poids sec de la biomasse de toutes les composantes et $D_{1,3}$ a été très hautement significative ($P < 0,0001$). Les valeurs R^2 de ces relations ont été de l'ordre de 0,81 pour l'équation des racines dans un rayon de 1 m et 0,99 pour celle des branches qui a eu le meilleur ajustement avec un niveau de biais relativement très faible (0,01) (Tableau 21).

Tableau 21: Equations allométriques de la forme $\ln(Y_i) = \ln(a) + b \times \ln(X)$ pour les différentes composantes de biomasse de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. Avec $X = D_{1,3}$ (Diamètre de l'arbre à 1,3 cm du sol (en cm)).

$\ln(Y_i)$	$\ln a$	$SE(\ln a)$	b	$SE(b)$	SEE	Biais	R^2	P
$\ln(\text{Branches})$	-5,06	0,14	3,10	0,04	0,09	0,01	0,99	$< 0,0001$
$\ln(\text{Feuilles})$	-1,20	0,46	1,35	0,13	0,36	0,03	0,80	$< 0,0001$
$\ln(\text{Brindilles})$	-2,90	0,41	1,96	0,12	0,33	0,05	0,92	$< 0,0001$
$\ln(\text{Racines}_{0-1})$	-1,11	0,46	1,38	0,13	0,36	0,08	0,81	$< 0,0001$
$\ln(\text{Racines}_{0-2})$	-1,64	0,49	1,65	0,14	0,38	0,08	0,84	$< 0,0001$
$\ln(\text{Racines}_{>2})$	-3,89	0,75	2,15	0,21	0,58	0,13	0,80	$< 0,0001$
$\ln(\text{Souche})$	-4,18	0,44	2,38	0,13	0,35	0,04	0,93	$< 0,0001$
$\ln(\text{Racines totales})$	-1,96	0,53	1,90	0,15	0,42	0,08	0,85	$< 0,0001$
$\ln(\text{Fût})$	-2,92	0,27	2,22	0,08	0,21	0,02	0,97	$< 0,0001$

Des équations ont également été établies pour la biomasse aérienne (BA), la biomasse souterraine (BS) et la biomasse sèche totale des arbres (BT). Comme pour les équations des compartiments, $D_{1,3}$ a été la meilleure variable explicative avec R^2 qui a varié entre 0,93 et 0,99. $D_{0,2}$ et la surface de la couronne ont aussi très bien ajusté les équations, même si les erreurs d'estimations dans ce cas ont été supérieures à celles des équations utilisant $D_{1,3}$. Les variables ρ , S_h et H n'ont eu aucun effet significatif sur la prédiction de la biomasse quand ils sont combinés avec $D_{1,3}$ ($P > 0,05$). Lorsque $\rho D_{1,3}^2 H$ est utilisé comme variable explicative, l'équation est bien ajustée, mais avec une erreur de l'estimation (0,105 à 0,111) plus élevée, comparativement au cas où $D_{1,3}$ est utilisé seul. Néanmoins, la relation de la biomasse totale avec la combinaison S_h et H a été hautement significative ($P < 0,0001$) avec une valeur R^2 allant de 0,87 à 0,89 (Tableau 22). $D_{0,2}$ est fortement corrélée aux biomasses ($P < 0,0001$) avec R^2 qui a varié entre 0,90 à 0,97 (Tableau 22).

Tableau 22 :Equations allométriques de la forme $\ln(Y) = \ln(a) + b \times \ln(X)$ pour les agrégats de biomasse de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. Avec Y= BA (biomasse aérienne), BS (Biomasse souterraine) et BT (Biomasse totale) et X= $D_{1,3}$ (diamètre à 1,3 m au-dessus du sol (en cm)), S_h (surface du houppier en m^2), $D_{0,2}$ (diamètre à 20 cm au-dessus du sol (en cm)) et H (hauteur de l'arbre en m)

X	Y	lna	SE(lna)	b	SE(b)	c	SE(C)	SEE	Biais	R2	P
$D_{1,3}$	ln(BA)	-3,05	0,15	2,66	0,04			0,11	0,01	0,99	< 0,0001
	ln(BS)	-1,90	0,46	2,01	0,13			0,13	0,05	0,90	< 0,0001
	ln(BT)	-1,98	0,24	2,44	0,07			0,19	0,01	0,98	< 0,0001
S_h	ln(BA)	0,17	0,38	1,54	0,09			0,39	0,13	0,92	< 0,0001
	ln(BS)	-0,52	0,45	1,39	0,11			0,42	0,10	0,87	< 0,0001
	ln(BT)	0,78	0,40	1,45	0,10			0,41	0,11	0,90	< 0,0001
$D_{0,2}$	ln(BA)	-4,79	0,44	3,01	0,12			0,27	0,06	0,97	< 0,0001
	ln(BS)	-3,08	0,55	2,23	0,15			0,37	0,07	0,90	< 0,0001
	ln(BT)	-2,72	0,32	2,53	0,09			0,32	0,05	0,94	< 0,0001
$S_h \times H$	ln(BA)	-0,64	0,37	1,08	0,11	1,11	0,24	0,48	0,11	0,88	< 0,0001
	ln(BS)	-0,49	0,33	0,95	0,10	0,77	0,21	0,42	0,09	0,87	< 0,0001
	ln(BT)	-0,01	0,34	1,04	0,10	1,03	0,22	0,43	0,09	0,89	< 0,0001

5-3-2-2- Fractionnement de la biomasse aérienne et souterraine

L'emplacement des champs n'a pas influencé la biomasse aérienne en fonction de la taille des arbres. Le test bilatéral réalisé à l'aide de Tukey-test a montré qu'il n'a pas d'effets sur l'allocation de la biomasse liés à l'emplacement ($P > 0,05$) pour les arbres dans toutes les classes de diamètre.

La proportion de la biomasse des compartiments par rapport à la biomasse aérienne totale a varié très significativement ($P < 0,001$) suivant les classes de diamètre. Le plus petit compartiment en termes de proportion de biomasse sèche, a été « les feuilles ». Elle a varié de 2,4% pour les arbres d'un diamètre supérieur à 50cm et de 13,3% pour les arbres de la classe de diamètre 10- 20 cm. Le plus grand compartiment pour toutes les classes de diamètre a été « les branches ». La proportion de la biomasse sèche des branches par rapport à la BA a été positivement corrélée avec le diamètre. Elle a variée de 45% pour les petits arbres (diamètre = [10-20 cm]) à 74% pour les grands (diamètre > 50cm) (Tableau 24).

La localisation des arbres a influencé significativement la biomasse des racines dans la zone concentrique au-delà de 2 m de rayon (>2 m) et la biomasse totale des racines, mais seulement pour les arbres de la classe de diamètre [10-20 cm] (Tableau 25). Comme espéré, la biomasse souterraine a augmenté significativement ($P < 0,0001$) suivant les classes de diamètre (Tableau 26).

La biomasse souterraine a été principalement concentrée dans la zone proche de la souche. Environ 76% de la biomasse souterraine totale pour les gros arbres ($D > 50\text{m}$) et 82% pour les petits arbres (diamètre 10-20 cm), ont été trouvés dans la zone concentrique située à 2 mètres de rayon autour du tronc. Dans la zone concentrique à 1 m de rayon, la biomasse souterraine a varié de 66% pour les grands arbres à 70% pour les petits arbres (Tableau 27). La différence de proportion de biomasse de chaque zone concentrique par rapport à la biomasse souterraine totale n'a pas été significative entre les classes de diamètre ($P > 0,05$) (Tableau 27).

Tableau 23: Biomasse sèche des différentes composantes par classe de diamètre de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

Classe D.	Feuilles(kg)		Tronc(kg)		Branches(kg)		Brindilles(kg)	
	Brousse	Village	Brousse	Village	Brousse	Village	Brousse	Village
10-20 cm	11,70±4,60	10,90±6,44	22,53±7,70	19,17±10,45	51,30±42,34	23,46±8,04	12,45±5,12	7,85±1,44
20-35 cm	37,02±17,39	40,32±12,07	89,59±53,78	131,51±27,39	225,73±97,33	314,24±154,42	55,67±29,45	71,72±35,41
35-50 cm	40,40±19,69	43,74±28,64	178,98±162,66	176,79±61,83	767,55±223,48	595,48±361,48	95,57±43,55	82,40±47,59
>50 cm	84,52±33,76	64,03±6,66	487,89±127,89	740,75±181,09	2830,11±1725,76	2307,45±558,58	150,74±66,94	194,03±18,90

IC= Intervalle de Confiance ; LI= Limite inférieure ; LS= Limite Supérieure

Tableau 24: Biomasse sèche des différentes composantes et leurs proportions par rapport à la biomasse aérienne totale de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

Classe D.	Racine		Souche		tronc		Branches		Brindilles		Feuilles	
	%BS	%BT	%BS	%BT	%BA	%BT	%BA	%BT	%BA	%BT	%BA	%BT
10-20 cm	69	22	31	8	28	19	45	32	13	9	14	10
20-35 cm	68	18	32	9	24	17	55	40	13	10	8	6
35-50 cm	57	14	43	11	22	16	64	50	9	7	5	4
>50 cm	53	9	47	7	19	16	74	62	5	4	2	2
F	4,495	4,550	4,495	1,383	1,194	,676	9,322	9,152	17,541	12,749	23,761	19,481
P	0,011	0,011	0,011	0,270	0,332	0,575	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

BS= Biomasse souterraine ; BT= Biomasse totale de l'arbre ; BA= Biomasse aérienne

Tableau 25: Biomasse sèche à différentes distances d'une souche de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

Classe D	Souche		R0-1m		R0-2m		R>2m		Racines	
	Brousse	Village	Brousse	Village	Brousse	Village	Brousse	Village	Brousse	Village
10-20 cm	9,89±5,22	9,69±0,80	11,25±2,82	15,75±0,63	14,81±4,21	20,21±0,38	3,10±1,33	16,04±5,26	18,01±4,78	36,20±5,72
20-35 cm	48,61±23,78	64,99±10,97	40,59±18,90	67,65±33,06	58,43±30,55	97,37±40,26	37,00±21,53	50,62±5,59	95,40±50,30	147,96±42,35
35-50 cm	97,73±42,70	118,36±63,38	55,80±27,32	54,32±22,57	78,23±36,58	81,84±38,44	63,40±34,89	66,45±47,84	141,60±71,43	148,29±64,72
>50 cm	289,92±135,08	310,59±105,131	123,16±96,83	128,01±16,44	192,64±145,27	202,95±37,98	122,16±69,20	217,31±79,07	314,78±202,76	417,74±110,87

R0-1=Biomasse racinaire dans la zone concentrique de 1 m de rayon autour de la souche ; R0-2=Biomasse racinaire dans la zone concentrique de 2 m de rayon autour de la souche ; R>2m= Biomasse racinaire restante dans la zone au-delà de 2 m de la souche ; IC= Intervalle de confiance, LI = Limite inférieure ; LS= Limite supérieure

Tableau 26: Biomasse sèche des grands compartiments par classe de diamètre de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

Classe D	N	BA (kg)	IC à 95 %		Total BS (kg)	IC à 95 %		Ratio	IC à 95 %		BT (kg)	IC à 95 %	
			LI	LS		LI	LS		LI	LS		LI	LS
10-20 cm	7	79,7	103,6	231,3	36,9*	10,5	63,3	0,5*	0,2	0,7	120,6	74,2	167,0
20-35 cm	9	482,9	216,6	749,2	178,5	95,7	261,3	0,4	0,3	0,4	673,5	474,1	873,0
35-50 cm	8	990,5	1 683,2	3 252,8	253,0	78,4	446,4	0,4	0,1	0,6	1204,3	776,2	1632,3
>50 cm	6	3 429,8	1 346,4	6 774,8	666,5	212,0	1240,5	0,2	0,1	0,3	4096,3	2550,9	5641,6

BA= Biomasse aérienne, BS= Biomasse souterraine (Racines+souche), BT= Biomasse totale de l'arbre. IC= Intervalle de confiance, LI = Limite inférieure ; LS= Limite supérieure

Tableau 27: Proportion de la biomasse souterraine dans différentes zones concentriques autour du tronc pour les différentes classes de diamètres considérées de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	BS_0-1m	BS_0-2m	BS_>2m
Classe D.	%BS	%BS	%BS
10-20 cm	70	82	18
20-35 cm	62	75	25
35-50 cm	65	76	24
>50 cm	66	76	24
F	1,001	1,039	1,123
P	,408	,392	,358

BS_0-1m= Biomasse souterraine dans la zone concentrique de 1 m de rayon autour de la souche. BS_0-2m= Biomasse souterraine dans la zone concentrique de 2 m de rayon autour de la souche, BS_>2m = Biomasse souterraine au-delà de la zone concentrique de rayon de 2 m autour de la souche et BS_Total= Biomasse souterraine total (Racines+souche)

Le ratio BS:BA a varié en moyenne de 25% pour les arbres avec un diamètre supérieur à 35cm à 45% pour les petits arbres (diamètre compris entre 10 et 35cm) (Figure 30). Le ratio a été négativement corrélé aux classes de diamètre. L'emplacement des champs a influencé significativement ($P < 0,05$) le ratio des arbres de la classe de diamètre [10-20 cm]. Il n'a pas été significatif ($P > 0,05$) pour le ratio des arbres des autres classes de diamètre.

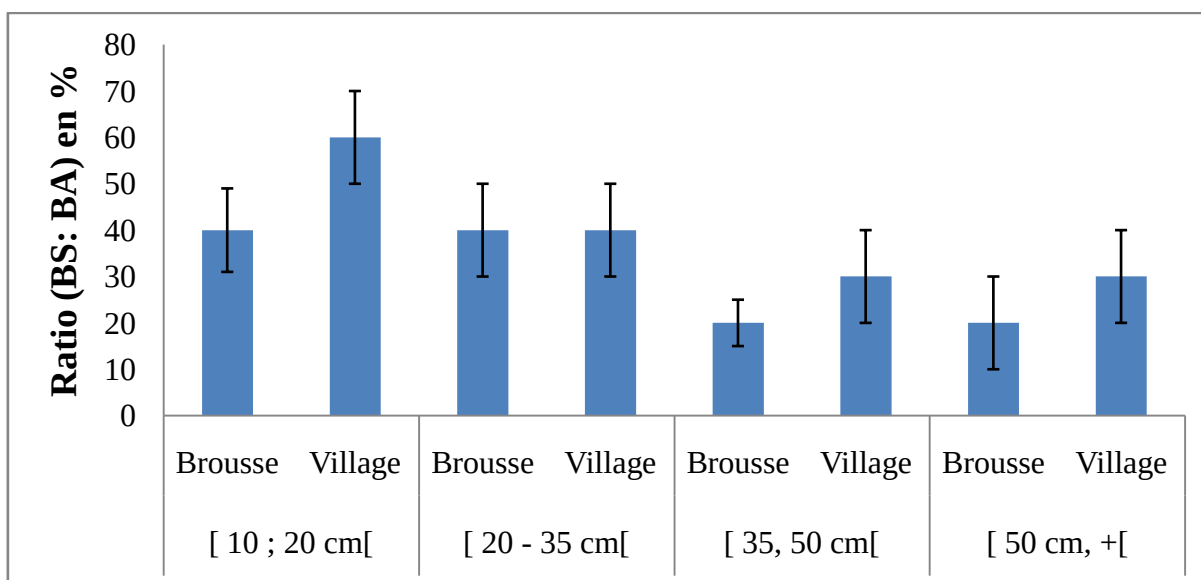


Figure 30: Ratio biomasse souterraine sur biomasse aérienne (BS:BA) pour les arbres de *Vitellaria paradoxa* appartenant à différentes classe de diamètre à 1,3m ($D_{1,3}$) dans les champs de brousse et de village de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

5-3-2-3- Fiabilité de la prédiction de la mesure de la biomasse de *V. paradoxa* avec les équations construites avec les données de la mesure indirecte

Dans le but de d'évaluer la faisabilité de construction de modèles avec des données issues de méthodes semi-destructeurs, les données obtenues par excavation partielle (Echantillon B) ont été utilisées pour construire des équations allométriques et comparer avec les équations établies avec les données de l'échantillon A.

Les équations établies avec les données de l'échantillon B ont bien ajusté les variables avec des erreurs qui ont varié de 5% pour la biomasse aérienne, à 37% pour la biomasse des racines. Les coefficients de détermination ont varié de 90 à 99% (Tableau 28).

Tableau 28: Equations allométriques issues des données récoltées sur l'échantillon B pour la biomasse racinaire (BR) (kg), biomasse aérienne (BA), biomasse totale (BT) et de la souche, avec pour variable explicative le diamètre à 1,3 m ($D_{1,3}$) de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

	lna	selna	b	lnb	rmse	bias	R ²	P
lnBA	-2,53	0,06	2,52	0,02	0,05	0,001	0,99	< 0,0001
lnBS	-2,24	0,32	2,11	0,09	0,26	0,034	0,96	< 0,0001
lnBT	-1,70	0,09	2,37	0,03	0,06	0,002	0,99	< 0,0001
lnBR	-2,51	0,46	2,04	0,13	0,37	0,068	0,89	< 0,0001
LnSouche	-3,75	0,28	2,27	0,08	0,23	0,026	0,96	< 0,0001

Les équations issues des données récoltées dans l'échantillon A et B ont été utilisées pour ajuster des données indépendantes. Les erreurs de prédiction pour chaque type de modèle ont été calculées et comparées entre elles (Figure 31). Les modèles construits à partir des données obtenues par excavation partielle ont eu des erreurs d'estimation qui n'ont pas varié avec les classes de diamètre, mais atteint un maximum de 49% d'erreur dans l'estimation des racines des grands arbres (diamètre > 50 cm).

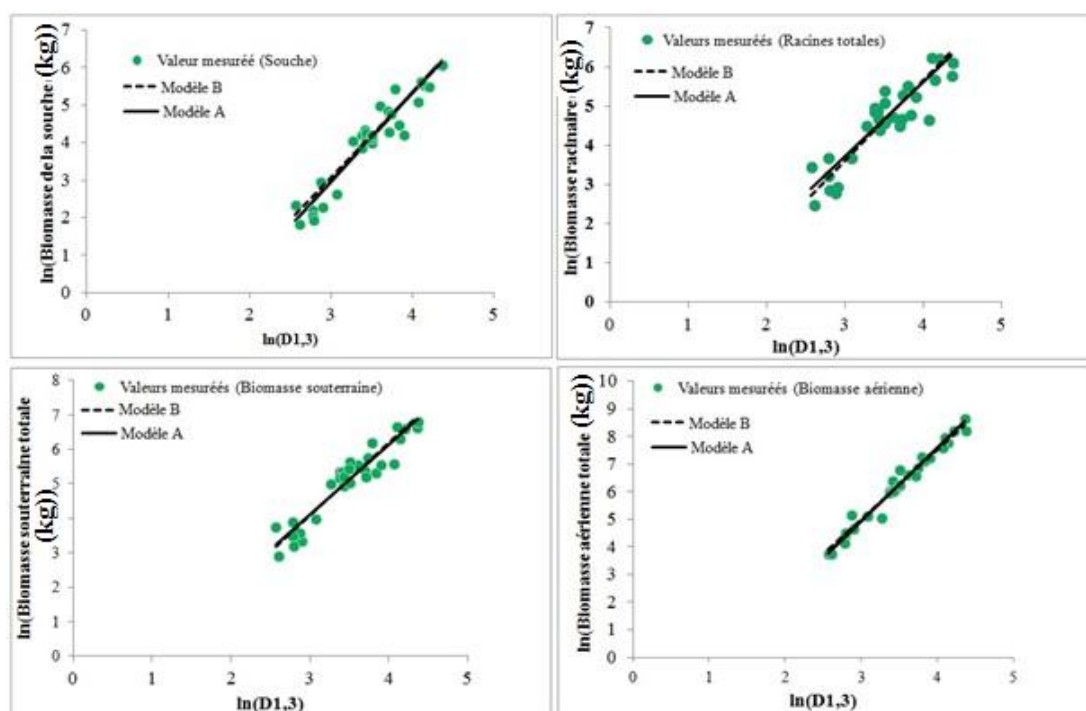


Figure 31: Equations de prédiction de la biomasse racinaire (BR), Biomasse aérienne (BA), Biomasse racinaire (BR) et la souche sur la base du diamètre à 1,3 m de hauteur à partir du niveau du sol ($D_{1,3}$) de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

La différence d'erreur entre les deux modèles A et B a été significative dans l'évaluation des souches des arbres de petite taille ($\varnothing = 10-20$ cm) ($F=9.469$; $P=0.010$) et pour l'estimation des racines des grands arbres ($\varnothing > 50$ cm) ($F=13.86$; $P=0.002$) (Figure 32).

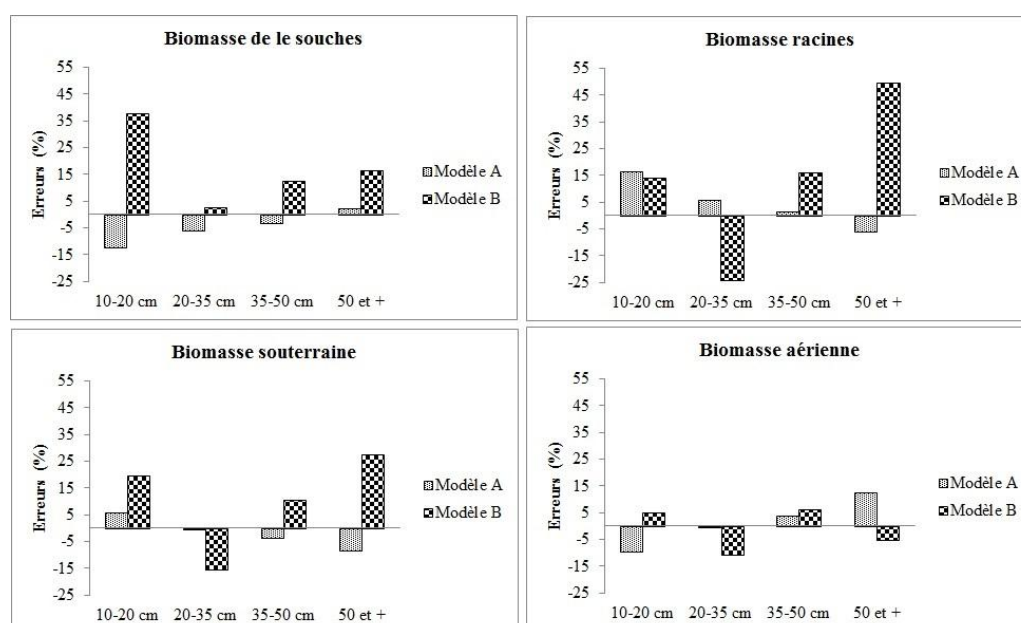


Figure 32: Erreurs moyennes (%) suivant les quatre classes de diamètre pour les équations construites avec l'échantillon A (Modèle A) et celles construites avec l'échantillon B (Modèle B) de *Vitellaria paradoxa* à Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

5-3-3- DISCUSSION

5-3-3-1-Effet de la localisation des champs sur la biomasse

Les arbres de 10-20 cm situés dans les champs de brousse ont eu une biomasse racinaire plus abondante que ceux dans les champs de village. Cela pourrait suggérer que les arbres sont adaptés aux conditions peu favorables, ce qui leur permet d'avoir une biomasse souterraine plus dense. Le ratio BS:BA a été très significativement différent entre les classes de diamètre. Il variait de 20% pour les arbres avec un diamètre supérieur à 50cm à 50% pour les arbres d'un diamètre de 10-20cm. Nos résultats sont plus élevés que ceux trouvés pour plusieurs espèces végétales dans différents types de zones climatiques (tropicale et tempérée) à travers le monde qui ont varié de 16 et 33% (Chave *et al.*, 2005; Zianis *et al.*, 2005; Konôpka *et al.*, 2010; Kuyahet *et al.*, 2012a). Ces résultats soulignent l'importance de la quantité de biomasse souterraine des savanes boisées. Cela suggère que cette composante ne doit pas être négligée dans les activités d'évaluation de carbone dans ce type d'écosystème.

Les résultats ont montré que l'allocation de la biomasse dans les différents compartiments de l'arbre a été différente en fonction de la taille du diamètre. Dans toutes les classes de diamètre, la composante « branche » est celle qui a eu la proportion de la biomasse la plus importante (environ 47% pour un petit arbre à 73% pour les gros arbres). Le compartiment « branche » a été le seul dont la proportion a augmenté avec la taille du diamètre. Les autres (feuilles, le tronc et les brindilles) ont diminué avec la taille du diamètre. Cette tendance est en accord avec les résultats de Konôpka *et al.*, (2010) qui ont trouvé les mêmes tendances aussi bien pour les feuillus que pour les conifères. Ces résultats ont de nombreuses implications parce qu'ils nous montrent les conséquences en terme d'impact négatif sur les stocks de carbone liés aux arbres que pourraient générer des pratiques sylvicoles comme l'émondage en fonction de la taille du diamètre des arbres. Par exemple, l'émondage sévère pourrait réduire 74% de la biomasse totale chez les arbres de diamètre > 50 cm, et de 45% chez les arbres de 10-20 cm de diamètre.

5-3-3-2-Pertinence des équations élaborées dans la prédiction de la biomasse

L'estimation de la biomasse des arbres dans les parcs agroforestiers nécessite des méthodes non destructives parce qu'elles sont faciles et rapides à utiliser, moins coûteuses et permettent d'éviter la destruction des cultures. Cela est possible grâce à l'équation allométrique qui relie la biomasse à des variables telles que le diamètre à

hauteur de poitrine (DHP), utilisé par Chave *et al.* (2005) et Zianis *et al.* (2005) diamètre à la base (Dbase) utilisé par Blujdea *et al.* (2012), la surface de la Couronne (Kuyah, Muthuri, *et al.*, 2012), la Hauteur (H) et la densité (Chave *et al.*, 2005).

Cette étude a permis de construire des équations allométriques qui prédisent de manière fiable la biomasse des compartiments et la biomasse totale de *Vitellaria paradoxa* dans les parcs agroforestiers. Les erreurs de prédiction pour les fonctions sélectionnées varient en fonction de la variable explicative utilisée. La variable $D_{1,3}$, a le mieux prédit la biomasse des compartiments (feuilles, brindilles, branches, tronc souche, racines) et celle de BA, BS et BT. L'utilisation de la variable $D_{1,3}$ comme meilleure variable explicative de la biomasse des arbres a été déjà rapportée par plusieurs auteurs (Petersson et Ståhl, 2006; Peltier *et al.*, 2007; Konopka *et al.*, 2011; Blujdea *et al.*, 2012; Kuyah *et al.*, 2012c, 2014).

Cependant, le diamètre à la base ($D_{0,2}$) et la surface de la couronne (SC) ont permis d'ajuster les fonctions de biomasse avec des coefficients de détermination élevés (respectivement 90% et 80%). La performance d'ajustement avec la surface de la couronne est comparable à celles obtenues pour d'autres espèces agroforestières d'Afrique centrale et rapportées par Kuyah *et al.* (2012d). Le biais relativement élevé dans le cas où le SC a été utilisée pourrait être dû à la différence morphologique de la cime des arbres due d'une part à une variabilité naturelle (Guira, 1997) et à la gestion sylvicole (Peltier *et al.*, 2007). L'utilisation de ces deux variables offre des avantages certains. L'utilisation de SC dans le contexte de développement actuel des techniques de télédétection offre une opportunité pour l'évaluation de biomasse à grande échelle (Massada *et al.*, 2006; Kuyah *et al.*, 2012; Lisein *et al.*, 2013; Karlson *et al.*, 2014). Son avantage réside dans le fait que sa mesure pose moins d'ambiguïté que celle à hauteur de poitrine, et son utilisation comme variable explicative pourrait permettre d'évaluer à posteriori la biomasse d'arbres déjà prélevés par coupe dans les forêts aménagées.

La hauteur utilisée seule comme variable explicative n'a pas permis de prédire d'une manière satisfaisante aussi bien la biomasse des parties de l'arbre et celle des grands ensembles issus de leur agrégation. Cela pourrait être expliqué par les traitements sylvicoles auxquels sont soumis les arbres des parcs agroforestiers tout au long de leur développement tel que l'élagage (Kuyah, Muthuri, *et al.*, 2012).

La combinaison de la hauteur avec le DHP comme utilisée par Chave *et al.*, (2005) et Zianis *et al.*, (2005) a ajusté l'équation avec un coefficient de détermination élevé (95%), mais a augmenté l'erreur de prédiction comparativement aux équations utilisant

le DHP seul comme variable explicative. La biomasse a été prédite en utilisant $D_{1,3}$ et $D_{0,2}$ avec des biais relativement faibles (respectivement 4,5% et 6,5%) et de coefficients de détermination respectifs de 93% et 90%. L'utilisation de ces variables dendrométriques pour la prédiction de la biomasse souterraine d'autres espèces ligneuse, a déjà été rapportée par Cairns *et al.* (1997) et Kuyah *et al.* (2012a)

La gravité spécifique (densité) (ρ) de *Vitellaria paradoxa* tout comme la hauteur, a contribué à accroître les erreurs d'estimation. Cela est en désaccord avec les résultats de Chave *et al.*, (2005) qui ont utilisé des espèces de plusieurs aires géographiques et ont trouvé cette variable incontournable pour la fiabilité de la prédiction.

Les modèles construits à partir des données obtenues par excavation partielle ont eu des erreurs d'estimation de la biomasse racinaire relativement faibles pour les arbres de diamètre inférieurs à 50 cm. La mesure de la biomasse souterraine dans les parcs agroforestiers provoque de grande destruction des plantes et surtout les cultures environnantes. La destruction partielle pourrait être une option alternative pour l'évaluation de la biomasse de *Vitellaria paradoxa* et pourrait être envisagée pour toutes les autres espèces protégées

5-4-CONCLUSION PARTIELLE

Dans cette étude, nous avons évalué pour quelques espèces la répartition de la biomasse dans différents compartiments et construit des équations pour leurs prévisions. En forêt, le ratio biomasse souterraine et biomasse aérienne a varié de 20% à 290% suivant les espèces et la classe de diamètre. La biomasse totale chez *V. paradoxa* dans les parcs agroforestiers a varié de 0,12 t pour les pieds de 0-20 cm de diamètre à 4,1 t pour les arbres de diamètre supérieur à 50 cm. La biomasse racinaire de *A. leiocarpa*, *D. microcarpum*, *P. thonningii* et *V. paradoxa* peuvent être prédites avec fiabilité en utilisant les modèles construits dans cette étude. Nous avons obtenu un bon ajustement des équations en utilisant $C_{0,2}$, $C_{1,3}$ et H. Pour *V. paradoxa* dans les parcs agroforestiers, la biomasse totale et celle des compartiments peuvent être estimées avec une grande précision en utilisant $D_{1,3}$ et $D_{0,2}$. Les modèles construits à partir des données obtenues par excavation partielle ont eu des erreurs d'estimation de la biomasse racinaire relativement faibles pour les arbres de diamètre inférieurs à 50 cm. Ils constituent des options alternatives pour l'évaluation de la biomasse de *V. paradoxa*.

**CHAPITRE VI : ÉVALUATION DE LA SEQUESTRATION DU CARBONE
ET LA VALEUR SOCIALE ASSOCIEE DANS LES
ECOSYSTEMES SOUDANIENS AU BURKINA FASO**

6-1-INTRODUCTION

Il ya un grand manque d'information sur le lien entre les aspects écologiques et socio-économiques de la séquestration du carbone. Cela est dû au fait que les aspects écologiques et socio-économiques de la séquestration du carbone sont généralement étudiés séparément. Ces études sectorielles dans un système intégré ont plus souvent tendance à négliger les interactions critiques au sein du système (Liu *et al.*, 2015). Un des objectifs de cette étude est de générer des informations à travers un cadre qui intègre les composantes biophysiques et économiques. Cela contribuera à élaborer des options de gestion qui minimisent la dégradation des réservoirs de carbone, tout en maximisant la valeur sociale du carbone séquestré.

L'approche basée sur l'aspect économique est largement utilisé pour inciter et encourager la participation locale à la protection des écosystèmes à travers le paiement des services environnementaux notamment le carbone (Landell-Mills et Porras, 2002; Pagiola *et al.*, 2005). Contrairement aux cas d'autres services écosystémiques qui ont des contraintes quant à l'établissement des marchés, les marchés de carbone (marchés réglementaires ou ceux volontaires) sont déjà en place, ouvrant des possibilités pour les paiements aux communautés locales. Tous ces marchés sont applicables aux crédits de carbone sur la base du carbone séquestré. Cela exclut cependant d'autres initiatives financières visant à éviter les émissions de carbone des écosystèmes comme la REDD par exemple (Gibbs *et al.*, 2007). Nous avons utilisé le modèle d'évaluation intégrée des services éco-systémiques et des échanges (InVEST) (Tallis *et al.*, 2008) pour calculer les gains et pertes du carbone et les valeurs économiques qui y sont associées.

Nous avons utilisé des couvertures végétales terrestres de différentes époques pour estimer le carbone, la dynamique dans chaque pool de carbone, puis la valeur sociale des gains provenant des stockages de carbone ainsi que le coût social des pertes dues aux émissions. Enfin nous avons utilisé des scénarios pour simuler les perspectives de carbone dans les pratiques de gestion des terres, et proposer des options qui peuvent conduire à optimiser la valeur sociale du carbone séquestré.

6-2-MATERIELS ET METHODES

6-2-1-ESTIMATION DU STOCK DE CARBONE ET LEUR VALEURS SOCIALES

Le site d'étude correspond à la zone qui s'étend du Nazinon au sud à Baporo au nord ($12^{\circ}\text{N } 47' \text{ O}$ à $11^{\circ}\text{N } 23' \text{ S}$). La zone a une superficie totale de 808379,3 hectares et est à cheval entre les zones phytogéographiques nord et sud soudanienne (Figure 33).

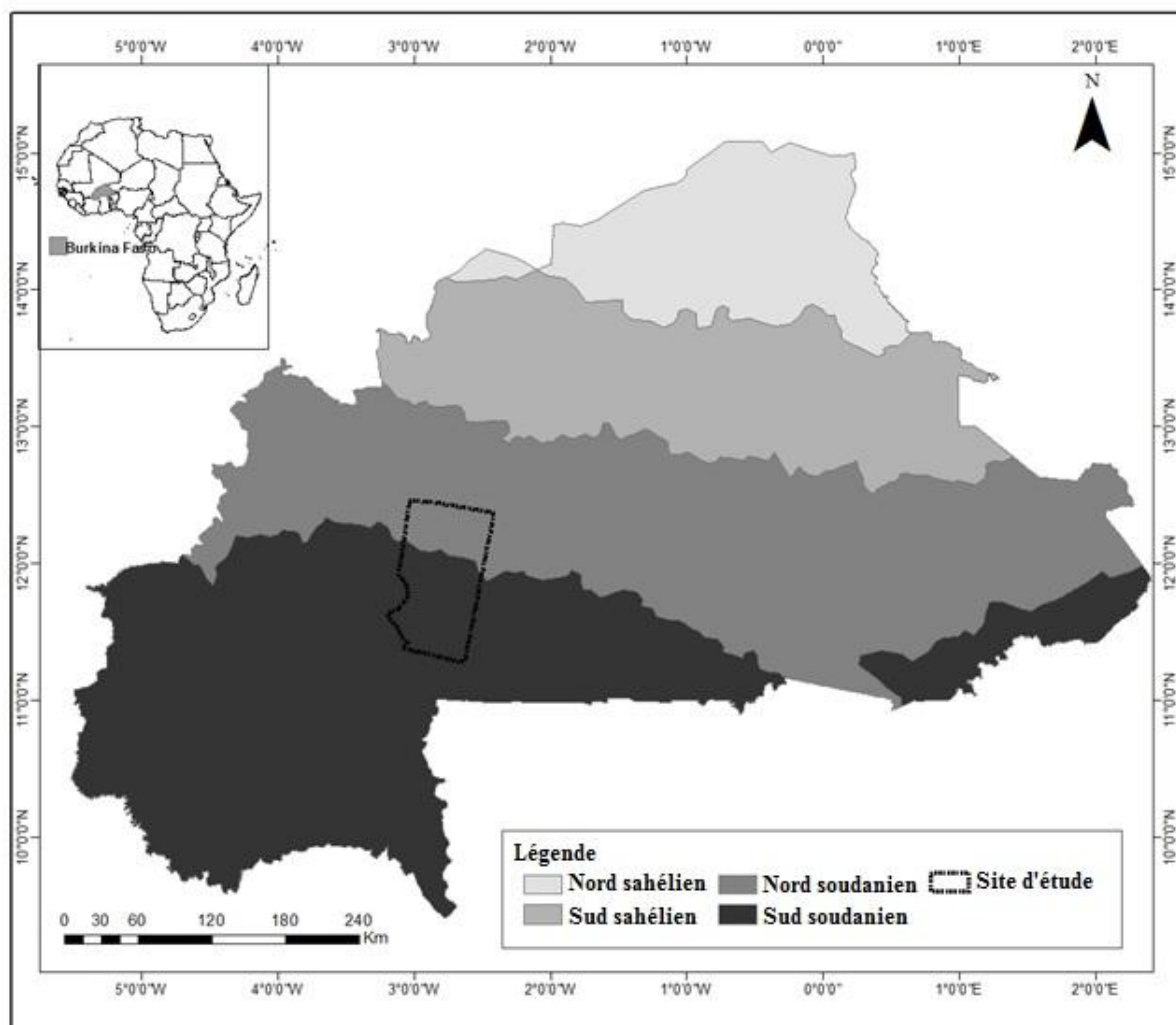


Figure 33: Carte de la zone de l'étude de la valeur sociale du carbone séquestré au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

Le modèle InVEST a été utilisé pour estimer la quantité totale de carbone, le flux de carbone séquestré ou émis et la valeur sociale du carbone séquestré ou le coût du carbone émis. Nous avons évalué le stock total de carbone à la fois pour 1986 et 2013. Ces stocks ont été ensuite utilisés pour estimer la dynamique du carbone. La carte de la couverture végétale de 1986 a été utilisée comme référence, et celle de 2013, comme la carte actuelle. Le modèle InVest utilisé se compose de deux modules, l'un nommé biophysique et l'autre dit de valorisation (Polasky *et al.*, 2011). Le module biophysique estime le stock total du carbone séquestré ou émis tandis que le module

d'évaluation estime la valeur sociale du carbone séquestré ainsi que le coût du carbone émis (Tallis *et al.*, 2008). Le modèle fonctionne sur les cellules d'une carte quadrillée, où chaque cellule représente un type de couverture des terres, comme la forêt, l'agriculture, etc. Les données sur les estimations de carbone de chaque couverture terrestre sont utilisées pour calculer le carbone total dans le système. L'estimation de la dynamique du carbone dans un écosystème est un processus complexe; cependant le modèle simplifie la dynamique des changements de la couverture végétale terrestre et la séquestration du carbone en liant les deux avec des informations relativement claires. Jusqu'à présent, le modèle ne considère que les changements de carbone dû à des changements de la couverture végétale terrestre. Ainsi, une grille dont la couverture végétale ne change pas au fil du temps aura une séquestration ou une émission nulle. Cependant en réalité, la dynamique des puits de carbone pourrait se produire sans nécessairement modifier la couverture végétale ou utilisation des terres. Par exemple, les processus biologiques tels que la récupération après des perturbations subies ou d'une succession naturelle affectent les puits de carbone sans nécessairement changer l'utilisation des terres ou la couverture végétale. La dynamique de pool de carbone qui implique des transferts de carbone ou échange entre des pools n'est pas aussi représentée dans le modèle. Par exemple, si les arbres dans une forêt meurent pour cause de maladie, une grande partie du stock de carbone issu de la biomasse aérienne est transféré et stocké dans un autre pool de carbone que constitue la litière ou matières organiques mortes, mais le modèle ne tient pas compte de ces dynamiques inter pools de carbone. Pour estimer la valeur sociale ou le coût social des émissions du carbone, nous avons utilisé une valeur sociale de \$ 43,00 soit 21500 FCFA (avec \$1=500FCFA) par tonne (t) de carbone utilisée par (Polasky *et al.*, 2011) aux États-Unis. Nous avons utilisé la valeur actualisée de 7% par an pour tenir compte de la préférence de la société pour les avantages immédiats de séquestration plutôt que les bénéfices futurs de la séquestration. Pour l'analyse, le modèle utilise quatre classes de quantité de carbone: très faible (<17 t C ha⁻¹), faible (17,5 à 26,5 t C ha⁻¹), modérée (26,5-40 t C ha⁻¹) et élevée (>40 t C ha⁻¹). Le flux de carbone a été classé en deux classes zones à séquestration élevée (21,5-48,5 t C ha⁻¹ an⁻¹) et des zones à séquestration faibles (0,5 à 21,5 t C ha⁻¹ an⁻¹). Les émissions ont également été classées en zones à haute émission (21,5-48,5 t C ha⁻¹ an⁻¹) et les zones à faibles émissions (de 0,5 à 21,5 t C ha⁻¹ an⁻¹).

6-2-2-DESCRIPTION DES DONNEES

Pour estimer la quantité totale de carbone dans le système, nous avons utilisé cinq réservoirs de carbone à savoir le stock au-dessus du sol (biomasse ligneuse vivante, biomasse vivante herbacées et la litière), en sous-sol (Biomasse racinaire et le carbone organique du sol). Les méthodes utilisées pour estimer le carbone dans chaque pool ont été décrites ci-dessous.

- **Biomasse ligneuse vivante**

Nous avons utilisé les données régulièrement récoltées dans sites expérimentaux depuis 20 ans dans les forêts de Laba et Tiogo. Ces données proviennent d'inventaire complet des arbres de chaque parcelle à des périodes régulières de 5 ans (Zida *et al.*, 2007; Dayamba *et al.*, 2011) et à Gonse (Nygård *et al.*, 2004). Ces données ont été complétées par les données d'inventaire entrepris dans différents type de couverts végétaux et d'utilisation des terres (Savadogo *et al.*, 2007; Fischer *et al.*, 2011). Ces données dendrométriques ont été utilisées pour estimer la biomasse en utilisant des équations allométriques spécifiques locales qui existent pour certaines espèces d'arbres (Sawadogo *et al.*, 2010). Pour les espèces d'arbres dont les équations allométriques spécifiques n'étaient pas disponibles, nous avons tiré profit des données sur la gravité spécifique disponibles pour la plupart des espèces d'arbres des forêts à Tiogo et Laba (Nygård et Elfving, 2000; Koala *et al.*, 2015) pour utiliser les équations allométriques génériques développées par Chave *et al.* (2005) pour les espèces d'arbres des zones sèches ($AGB = 0,107 \times (\rho \times DHP^2 \times h)^{0,916}$) et pour la recue ($AGB = 0,27 \times Dbase^{2,1367}$) développée par Blujdea *et al.* (2012).

- **Litière**

Dans la même placette où la biomasse du bois vivant a été évaluée, les échantillons de litière ont été prélevés dans quatre à dix quadrats de 1m² par parcelle suivant la physiologie de la végétation. Les échantillons ont été pesés dans le champ pour le poids frais (Pf). Un échantillon avec un poids frais (Pfe) connu a été séché à une température de 105° jusqu'à poids constant et le poids sec de l'échantillon (Pse) a été déterminé. La biomasse sèche de la litière a été extrapolée par hectare à travers la formule suivante:

$$Ps = Pf \times \frac{Pse}{Pfe} \times 10\,000 \quad (1)$$

-Biomasse vivante herbacées

Les données proviennent de l'évaluation de la phytomasse qui a été entreprise à long terme dans les sites de Tiogo et Laba. Durant cette période, l'évaluation a été faite chaque année à la fin de la saison des pluies par la récolte de la végétation herbacée dans six quadrats de 1 m² par parcelle et les poids frais et sec évalués (Savadogo *et al.*, 2005b; Savadogo, *et al.*, 2009; Dayamba *et al.*, 2010)

-Biomasse végétale souterraine

Pour estimer la biomasse souterraine, 180 arbres de quatre principales espèces de la zone soudanienne localisées dans diverses utilisations des terres ont été excavés et leur biomasse racinaire évaluée. Nous avons complété ces données par des extractions du monolithe et le carottage (Diawara, 2012). Ce qui nous a permis d'estimer aussi bien la biomasse des racines fines (BR_F) et celle des grosses racines (BR_G). Les racines et la biomasse aérienne (BA) de chaque arbre ont été estimées et le rapport racines: biomasse aérienne calculé. Pour chaque type d'utilisation des terres, la biomasse souterraine (BS) a été estimée en utilisant l'équation suivante:

$$BS = \eta \times BA \quad (2)$$

Où η = Ratio BS:BA, et $BS = BR_G + BR_F + B_{\text{souche}}$

La biomasse totale (TB) pour chaque composante a été convertie en carbone (C) en utilisant un facteur de conversion générique (IPCC, 2000) en utilisant la formule:

$$C(t C ha^{-1}) = TB \times 0,5 \quad (3)$$

Où 0,5 = Facteur de conversion

-Carbone organique du sol (COS)

Les données du COS ont été complétées en utilisant celles d'études antérieures entreprises par Hien *et al.* (2006) dans différents types d'utilisation des terres couramment développés par les communautés locales au Burkina Faso. Le Tableau 29 met en évidence les stocks de carbone pour chaque niveau de couverture végétale.

Tableau 29: Stock de carbone par type de couverture végétale dans la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest. L'unité est la tonne (t) par hectare (ha) ($t\ C\ ha^{-1}$)

UT	Noms UT	Moy	DS	Moy.	DS	Moy.	DS	Moy.	DS
		C_{BA}	C_{BA}	C_{BS}	C_{BS}	C_{OS}	C_{OS}	C_L	C_L
1	Sols nus	0	0	0	0	17,31	11,16	0	0
2	Savane arborée	9,76	9,56	8,68	11,43	24,41	8,27	5,36	2,70
3	Savane arbustive	7,89	9,37	6,83	8,265	19,6	8,95	4,61	3,15
4	Champs	2,67	7,39	2,45	6,68	15,1	3,81	-	-
5	Jachères	4,32	4,23	2,24	3,63	11,1	5,21	-	-
6	L'eau	0	0	0	0	0	0	0	0

Données tirées de Koala et al., (2015); Savadogo et al., (2007); Hien et al., (2006) ; Sawadogo et al., (2005) Où UT= Utilisation des terres, C_{BA} =Carbone accumulé dans la biomasse aérienne, C_{BS} = Carbone accumulé dans la biomasse souterraine, C_{OS} =Carbone organique du sol, C_L = Carbone accumulé dans la litière et DS= Déviation standard.

Les cartes satellitaires sur la couverture végétale de 1986 et 2013 ont été générées à partir d'images Landsat. La carte (Figure 34) de couverture 1986 des terres a été générée à partir de Landsat 5 image pour la date du 18 Octobre 1986 (ligne 196, colonne 52). La carte de couverture 2013 (Figure 40) des terres a été générée à partir de Landsat 8 pour la date du 10 Octobre 2013 (ligne 196, colonne 52). L'analyse des images suivant la méthode de Blaschke (2010) a été utilisée pour classer les images en 6 classes de couverture végétale à savoir savane arborée, savane arbustive, jachère, champs, sols nus et étang d'eau. Le tableau 30 illustre les règles utilisées pour classer les images. La carte de couverture végétale 2013 a atteint une précision de 86%.

Tableau 30: Critères de classification des couvertures végétales

Couverture végétale	Indication techniques	Critères
Savane arborée	NDVI très élevé et l'albédo très faible.	NDVI > 0,5 = Zones couverte
Savane arbustive	NDVI modérément élevé	NDVI > 0,4 < 0,5 = Zone claire
Terres nues	Haute réflectance dans SWIR (bande 7)	SWIR > 0,3 = Sol nu
Eaux de surface	Réflectance très faible, albédo faible. et NDVI très faible	NDVI < 0,1 et albédo < 0,1 = Eau
Champs et zone d'habitation	L'albédo plus élevé	Albédo > 0,4 = Champs et Habitation
Jachère	NDVI modérément élevé	NDVI > 0,35 < 0,4 = Jachère

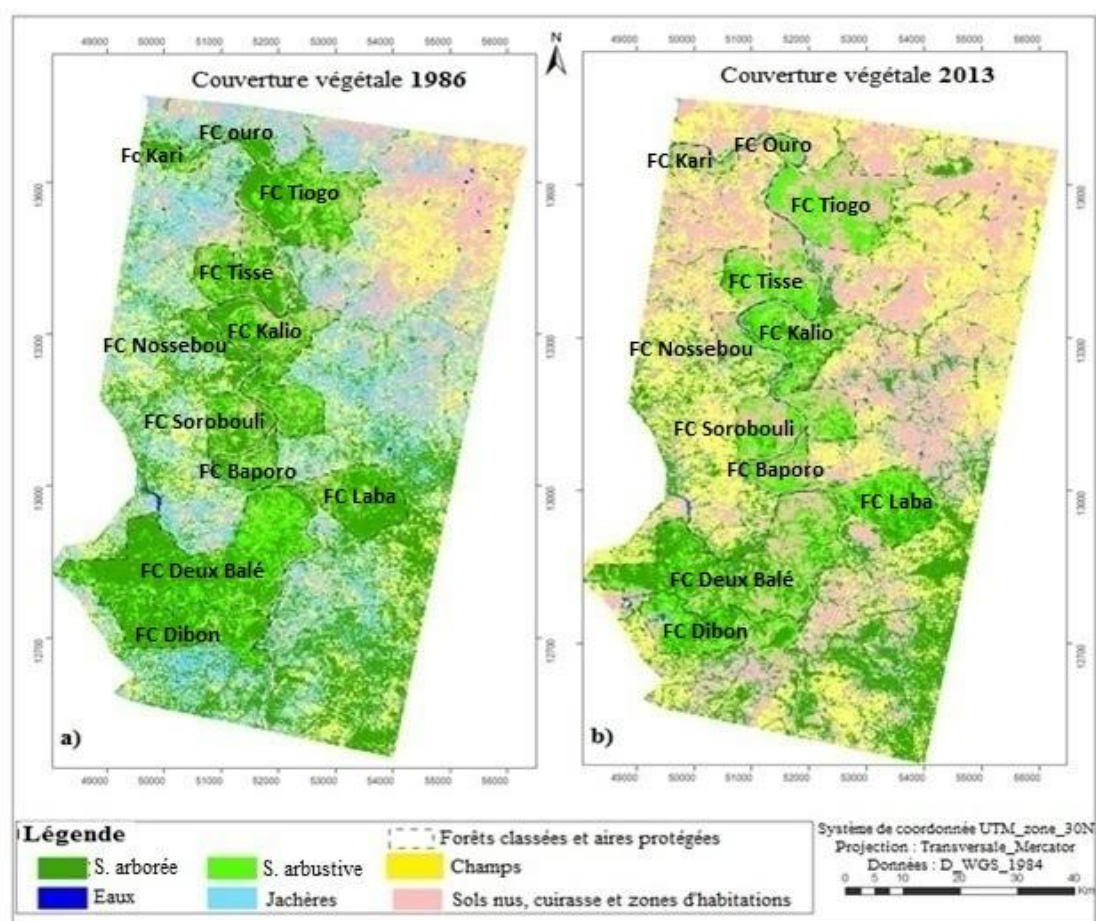


Figure 34: Dynamique de la végétation de la zone d'étude(a) 1986 et(b) 2013 au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

6-2-2-3-Scénarii de gestion des terres

Les scénarii de la couverture végétale ont été développés en utilisant des critères décrits dans le tableau 31 pour estimer les potentialités de séquestration sous différentes options de gestion des terres. Puisque nous étions intéressés à connaître la valeur de la séquestration comme un service écosystémique, nous avons utilisé la valeur sociale plutôt que la valeur (prix) de marché. Les scénarii offrent une fenêtre dans laquelle les conditions qui prévalent actuellement peuvent être visualisées sous différentes alternatives plausibles à travers de multiples dimensions et échelles (Stringer *et al.*, 2012), et donnent aux utilisateurs la possibilité de décider de l'option de gestion dont la trajectoire donnerait des avantages optimaux (Kok *et al.*, 2007). Cela garantit que les pratiques de gestion qu'ils choisissent sont comparés aux différentes alternatives existantes (Stringer *et al.*, 2012). Ainsi, nous avons développé trois scénarii alternatifs pour illustrer les options plausibles pour la séquestration du carbone total et leurs valeurs dans différentes options de gestion des terres.

Les trois scénarii concernent des politiques alternatives.(a) les pratiques de gestion participative visant à faire participer les communautés locales à travers la régénération naturelle ou la plantation d'arbres dans leurs champs ou dans les parcs agroforestiers (b) la gestion visant à la reforestation des forêts et les aires protégées et (c) les pratiques de gestion qui intègrent les deux politiques antérieures à savoir intervenir aussi bien dans forêts et aires protégées ainsi que dans les espaces cultivés. La performance de ces scénarii alternatifs a été évaluée en utilisant la variation du stock total de carbone, les incréments de carbone séquestré ou émis et les valeurs sociales y relatives. Le modèle considère l'état actuel comme indicateur de base. Les scénarii concernent l'estimation de l'évolution des indicateurs actuelles de référence en supposant trois cas où la gestion des terres proposée conduit à une augmentation de 30%, 50%ou 70% de la couverture d'arbre.

Tableau 31: Description des scénarii de gestion des terres en utilisant comme critères l'hypothèse de gestion des terres qui permettrait une augmentation des arbres dans les zones ciblées de 30% (Cela a été reproduit pour 50%, et l'augmentation de l'arbre de 70%) d'augmentation de la couverture des arbres.

Scenarios	Description	Objectif
1. Gérer uniquement les terres agricoles	Augmentation des arbres de 30% ou 50% ou 70% sur les terres agricoles, le taux de récolte des produits du bois reste constant	Augmentation des stocks de carbone sur les terres agricoles
2. Gérer uniquement les forêts	Augmentation des arbres de 30% ou 50% ou 70%dans les forêts classées et aires protégées, le taux de récolte des produits ligneux reste constant	Augmentation des stocks de carbone dans les forêts classées et les aires protégées
3. Gérer aussi bien les paysages agroforestiers et les forêts	Augmentation des arbres de 30% ou 50% ou 70% sur les terres agricoles, les forêts classées et aires protégées, le taux de récolte des produits ligneux reste constant	Augmentation des stocks de carbone sur les terres agricoles, les forêts classées et les aires protégées

6-3-RESULTATS

6-3-1-CARBONE TOTAL

La répartition spatiale des stocks totaux de carbone c'est-à-dire la somme des stocks de tous les réservoirs pour 1986 et 2013 est donnée dans le tableau 32

Tableau 32:Répartition des niveaux des stocks de carbone dans l'ensemble de la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

	1986				2013			
	Superficie (ha)	%	Stock total C (Mt)	Stock C (t C ha ⁻¹)	Superficie (ha)	%	Stock total C (Mt)	Stock C (t C ha ⁻¹)
Très faible	254908	25,33	3,2	12,55	254908	34	4,36	17,10
Faible	146317	18,1	2,63	19,63	241968	32,69	4,79	19,80
Modéré	326666	40,41	11,64	38,91	62041,8	8,38	2,41	38,84
élevé	130634	16,16	5,78	48,32	181233	24,49	8,77	48,39
total	808379	100	23,22	31,44	808379	100	20,34	27,54

En 1986, la quantité totale de carbone dans la zone d'étude était de 23,22Mt, soit une moyenne de 31.44 t C ha⁻¹. Comme le laisse apparaître la carte Figure 35, les niveaux des stocks n'ont pas été uniformément repartis dans toute la zone d'étude. Ce niveau a été en 2013 de 20,34 Mt de carbone soit une moyenne de 27,54 t C ha⁻¹. Cela correspond à une régression des stocks de 13% par rapport à 1986. Comme le laisse entrevoir la fréquence, les zones à stocks de carbone modéré ont été les plus dominantes avec une occupation de 41% de la zone d'étude. Elles sont suivies par les zones à très faible stock qui a concerné 25% de la zone. En 2013, les zones à très faible stock se sont élargies, et deviennent dominantes avec une occupation de 34% de la zone d'étude. Les zones à très faible stock sont en termes d'occupation suivies de celles à faible stock de carbone dont l'occupation correspond à 33%. Les zones à stock modéré ont connu une dégradation et ne représentent plus que 8% en 2013.

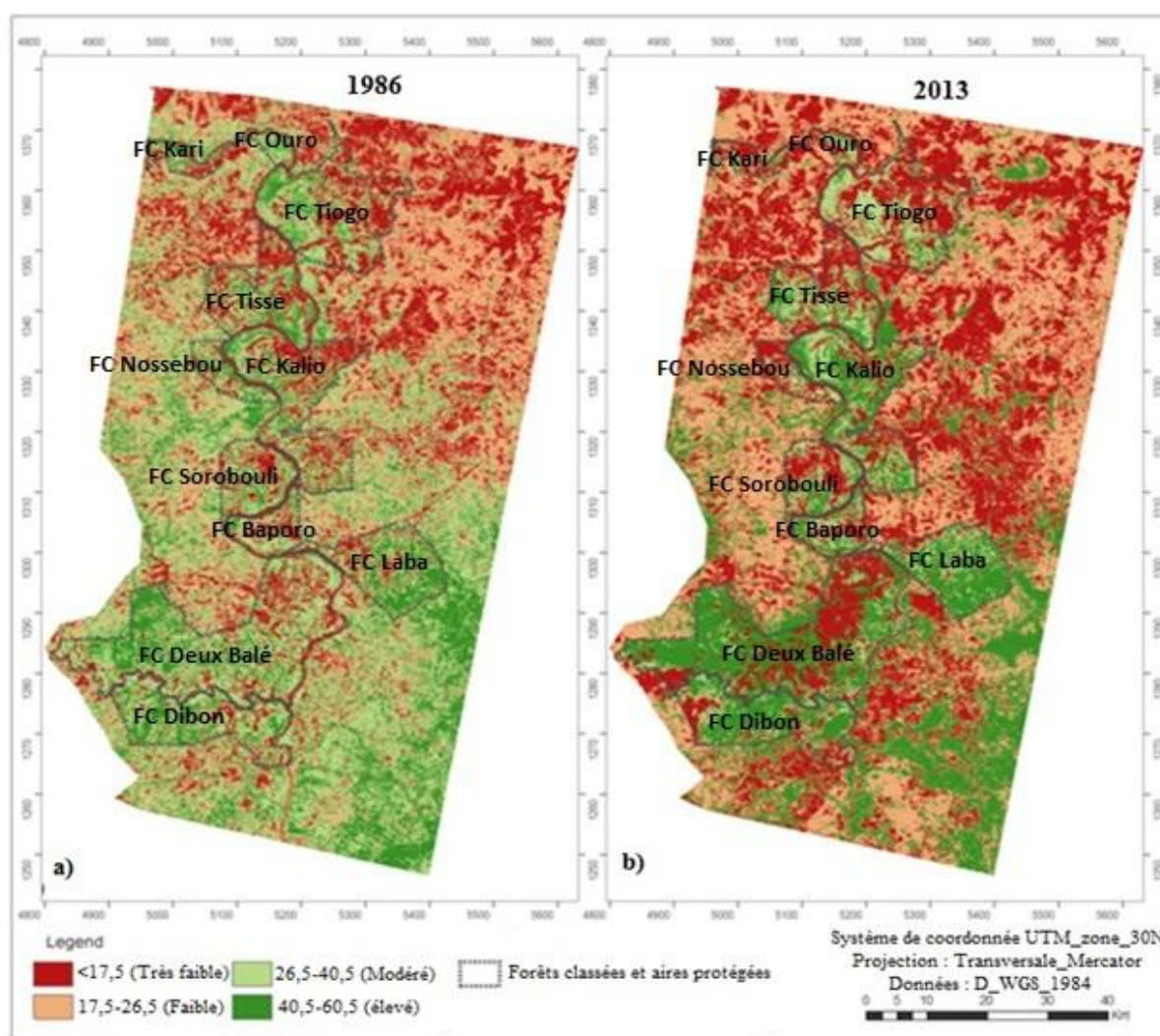


Figure 35: Répartition spatiale du stock de carbone total (Mg par grille de la cellule) (a) pour 1986 et (b) 2013 au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

6-3-2-CARBONE TOTAL DANS LA ZONE PROTEGEE

En 1986, le stock global de carbone en zone protégée a été de 7,3 Mt soit une moyenne de $34,3 \text{ t C ha}^{-1}$. Ce stock global en 2013 a été de 8,36 Mt soit une moyenne de $39,22 \text{ t C ha}^{-1}$ (Tableau 33) ce qui correspond à un accroissement de 14% par rapport au niveau de 1986. Les zones à stock de carbone élevé ont eu une large couverture (35%). Il en est de même pour celles à très faible stock qui ont atteint 36% d'occupation.

Tableau 33: Répartition des niveaux des stocks de carbone dans l'espace protégé (forêts classées) de la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	1986				2013			
	Superficie (ha)	%	Stock total C (Mt)	Stock C (t C ha ⁻¹)	Superficie (ha)	%	Stock total C (Mt)	Stock C (t C ha ⁻¹)
Très faible	64770,5	30,4	1,11	17,14	77037,7	36,15	2,38	30,89
Faible	415,62	0,16	0,007	16,84	415,62	0,2	0,008	19,25
Modéré	101366	47,57	3,95	38,97	61140	28,69	2,37	38,76
élevé	46553,7	21,85	2,24	48,12	73734,6	34,6	3,6	48,82
total	213105,8	100	7,3	34,26	213105,8	100	8,36	39,37

6-3-3-STOCK TOTAL DE CARBONE DANS LA ZONE NON PROTEGEE

Dans les zones non protégées, le stock global de carbone en 1986a été de 15,88 Mt soit en moyenne de 30,22 t C ha⁻¹ (Tableau 34). En 2013, les stocks ont été de 13,04 Mt soit 24,82 t C ha⁻¹, ce qui correspond à une régression de 18% par rapport au niveau de 1986 (Tableau 34).

La plus grande partie de la zone non protégée est occupée par des niveaux modérés de carbone (37,5% de la zone). La zone à faible Stock occupe 23,3% de la zone. Dans cette partie, les espaces à niveau de carbone élevé sont moins représentées en termes d'occupation et concernent seulement 13,8% de la zone.

Tableau 34: Répartition des niveaux des stocks de carbone dans l'espace non protégé (espace agricole) de la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	1986				2013			
	Superficie (ha)	%	Stock total C (Mt)	Stock C (t C ha ⁻¹)	Superficie (ha)	%	Stock total C (Mt)	Stock C (t C ha ⁻¹)
Très faible	122675,59	23,27	2,10	17,12	177889,41	33,75	3,06	17,20
Faible	133568,69	25,34	0,0009	0,01	241552,08	45,83	4,78	19,79
Modéré	197760,26	37,51	3,52	17,80	948,71	0,18	0,04	37,95
élevé	73056,51	13,85	7,69	105,26	106733,25	20,24	5,16	48,34
total	527061,05	100,00	15,88	30,13	527061,05	100,00	13,04	24,82

6-3-4-SEQUESTRATION ET EMISSIONS ANNUELLES DU CARBONE ENTRE 1986 ET 2013

La figure 36 illustre l'espace dans les zones où le carbone a été séquestré, émise ou est resté stable entre 1986 et 2013.

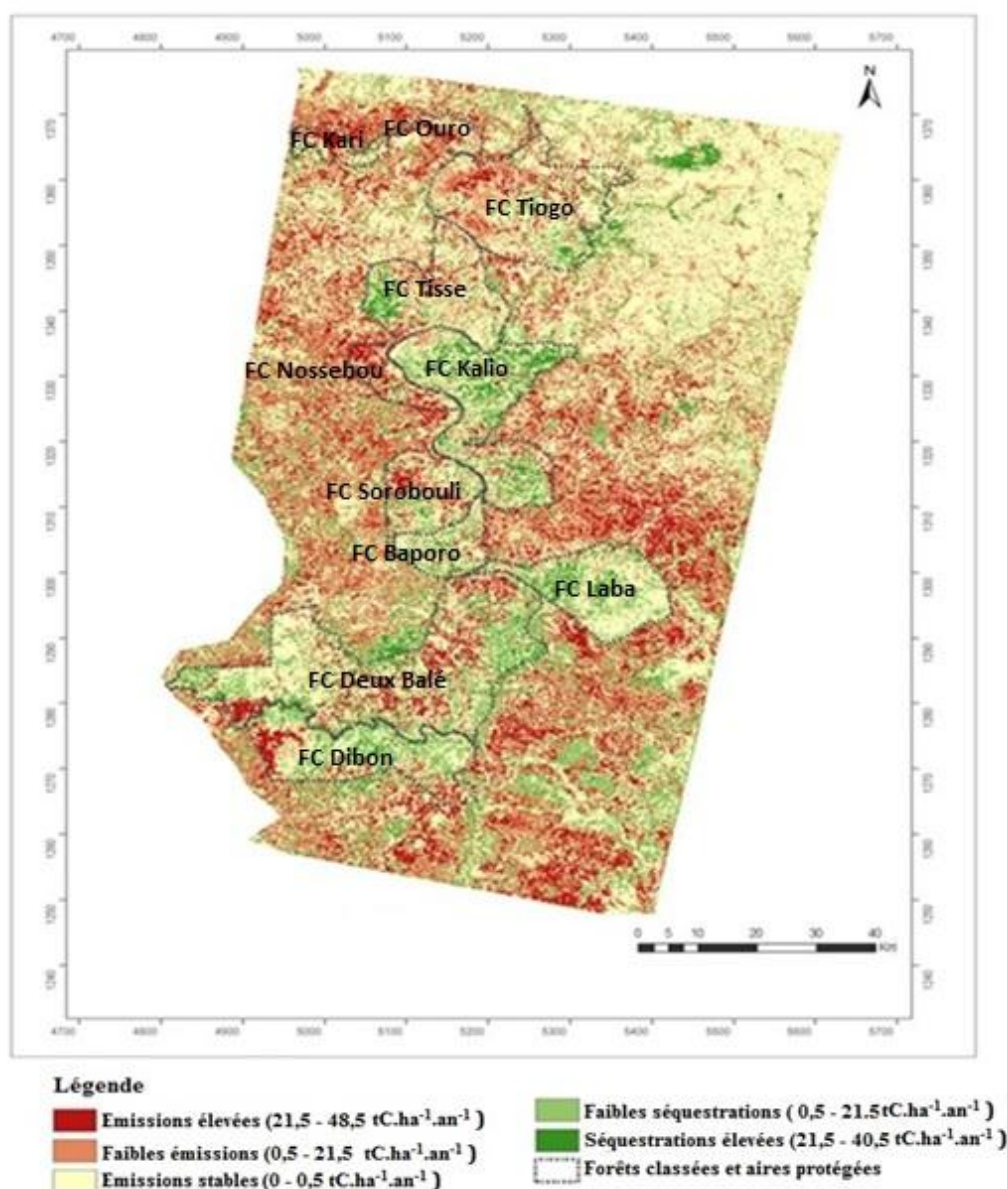


Figure 36: Carte de la dynamique de carbone entre 1986 et 2013 illustrant les zones où des séquestrations et des émissions se sont produites ainsi que les zones qui sont restées en équilibre (ni émission ni séquestration) dans la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

Un gain de séquestration a été réalisé dans 22,80% de la zone d'étude qui couvre environ 184310,48 ha. Pendant cette période de 27 ans (1986-2013), un total de 2,03 Mt a été séquestré. Cela se traduit par une moyenne de 12,03 t C ha⁻¹, soit une séquestration potentielle de 0,45 t C ha⁻¹ an⁻¹. Les zones où de faibles niveaux de carbone ont été séquestrés (0,5-21,5 t C ha⁻¹) ont occupé un espace plus large (19,55%) par rapport aux zones à niveaux élevés de séquestration (21,5-48,5 t C ha⁻¹) qui ont occupé 3,24% de l'aire d'étude. Les zones de séquestration faible ont eu en

moyenne une séquestration potentielle de $0,33 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, tandis que les zones de séquestration élevée ont eu un potentiel de séquestration de $12 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

Les émissions ont concerné 35,42% (286327,95 ha) de la zone d'étude avec un total de 4,95 Mt de carbone émis. Cela se traduit par une moyenne d'émission de $18,91 \text{ t C ha}^{-1}$ et donc un potentiel d'émission de $1,72 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les zones à faible niveau d'émission de carbone ont eu la couverture la plus élevée (29,95%) par rapport aux zones où les émissions ont été élevées (5,46%). Les zones de haute émission ont eu un potentiel d'émission de $1,09 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, tandis que celui des zones à faible émission a été de $0,62 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Dans 41,77% de l'aire d'étude, les émissions et séquestration sont restées stables.

6-3-5-SEQUESTRATION ET EMISSION DU CARBONE DANS LES ZONES PROTEGEES ET NON PROTEGEES

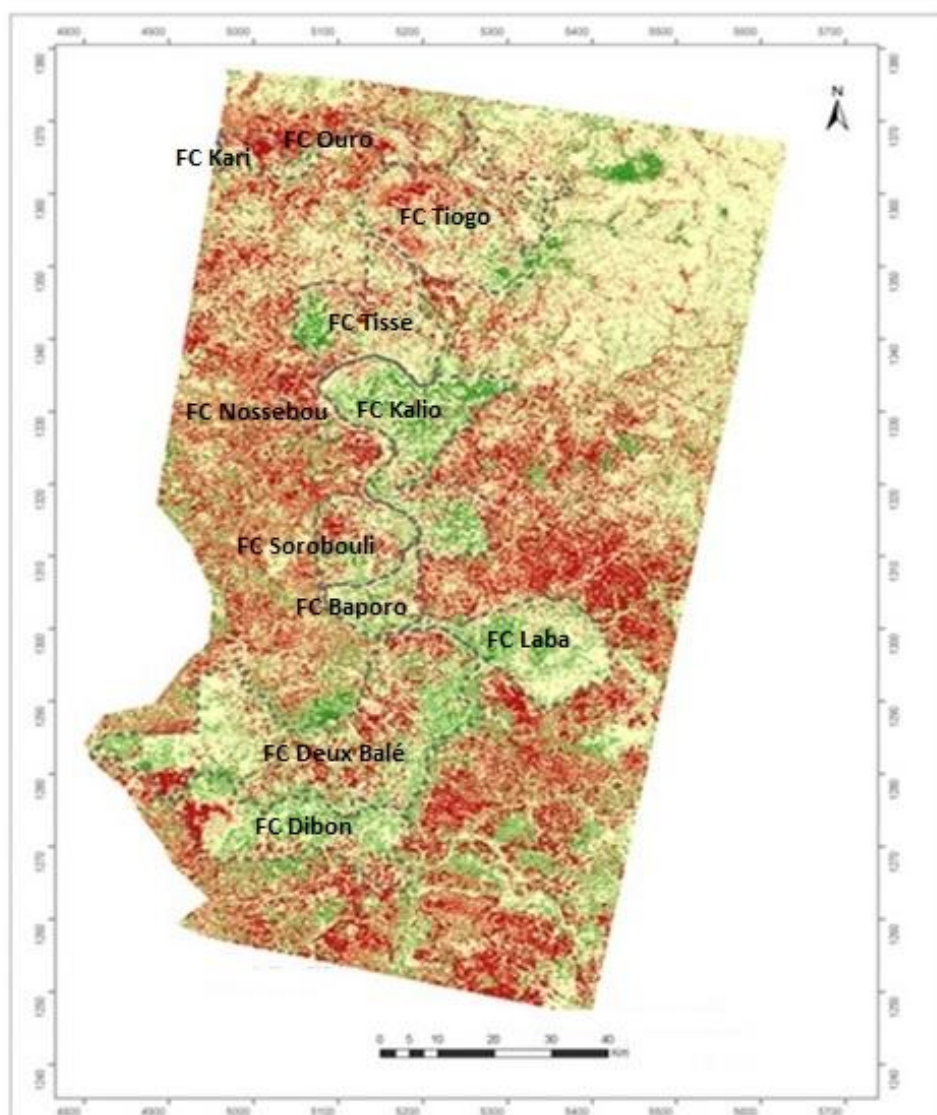
La séquestration a eu lieu dans 27,96% de la zone protégée avec un stock total de 0,89 Mt de carbone séquestré. Cela se traduit par une moyenne de $44,35 \text{ t C ha}^{-1}$ soit $1,64 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les espaces à faibles niveaux séquestration ont été plus étendus (24,97%) par rapport à ceux de niveaux de séquestration de carbone élevés (2,99%). Le stock de carbone séquestré dans les zones à faible séquestration a été de 0,19 Mt soit $0,48 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Dans les zones à séquestration élevée, le stock a été 0,070 Mt soit un potentiel de $1,15 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Le pourcentage d'occupation de la zone où l'émission a eu lieu (21,72%) a été inférieur à celui des zones où la séquestration s'est produite. Dans la zone protégée, un total de 0,91 Mt carbone a été émis soit une moyenne de $50,11 \text{ t C ha}^{-1}$, ce qui se traduit en un potentiel d'émission de $1,85 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les zones où le niveau de carbone élevé a été émis ont eu une occupation plus faible (2,28%) par rapport aux zones à faible niveaux d'émissions de carbone (19,44%). Le potentiel d'émission des zones à émission élevée a été de $1,17 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, tandis que celui des zones à faibles émission a été de $0,67 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

Dans la zone non protégée, la séquestration a eu lieu dans 20,72% de la zone d'étude et le stock total de carbone séquestré a été de 1,40 Mt. Cela se traduit par une moyenne de $12,84 \text{ t C ha}^{-1}$ soit un potentiel de séquestration de $0,48 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les espaces à niveaux de séquestration élevés (3,34%) ont accumulé un stock total de 21,5 40.5 t C ha^{-1} . Ce pourcentage d'occupation a été largement inférieur à celui des zones à faible séquestration (17,38%). Cependant, les zones de séquestrations élevées avaient un potentiel de séquestration de $1,11 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$) tandis que celles à faible

séquestration ont eu un potentiel de séquestration de $0,35 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$). L'émission a été positive dans 40,95% de la zone d'étude et a concerné un stock total de 3,86 Mt de carbone émis. Cela se traduit par une moyenne de $17,91 \text{ t C ha}^{-1}$ soit un potentiel d'émission de $0,66 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Les zones à faible émission ont occupé une superficie (38,49% de la zone d'étude) relativement plus élevée par rapport aux zones à émission élevée de carbone qui n'ont occupé que 2,46% de la superficie. L'émission potentielle a été de $1,15 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans les zones à émission élevée contre $0,63 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ dans celles à faible émission.

6-3-6-LA VALEUR ECONOMIQUE DE LA PRODUCTION DU CARBONE ENTRE 1986 ET 2013

La valeur sociale du carbone total séquestré pendant la période d'étude a été de 27960 F cfa $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, tandis que le coût du carbone émis a été de 68420 F cfa $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Le coût d'émission a représenté plus de deux fois la valeur de la séquestration. Dans les zones protégées, la valeur du carbone séquestré a été de 43090 F cfa $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, tandis que le coût total du carbone émis pendant cette période a été de 43810 F cfa $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Dans la zone non protégée, la valeur du carbone séquestrée a été de 21845 F cfa $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ alors que le coût de l'émission a été de 78365 F cfa $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (Figure 37)



Légende:

1) Emission

■ Coûts d'émission élevés (206 500 - 493 500 fcfa)

■ Coûts d'émission faibles (500 - 206 500 fcfa)

■ Coûts d'émission nuls (0 - 500 fcfa)

2) Séquestration

■ Valeurs de séquestration faible (500 - 206 500 fcfa)

■ Valeurs de séquestration élevées (206 500 - 493 500 fcfa)

Figure 37: La valeur sociale de la séquestration du carbone et du coût social des émissions de carbone entre 1986 et 2013 par grille dans la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

6-3-7-PREVISION DU STOCK DE CARBONE DANS LES DIFFERENTS SCENARI

Les Figures 38, 39 et 40 montrent la répartition spatiale de la quantité totale de carbone séquestrée ou émise et la valeur du carbone séquestré ou le coût du carbone émis dans les types d'aménagement des terres. Les hypothèses émises dans le cadre des scénarii supposent que les options de gestion des ressources naturelles

entraîneront 30%, 50% et 70% d'augmentation du nombre d'arbres. Les figures présentent également les écarts observés sur la quantité totale de carbone, la séquestration annuelle ou des émissions ainsi que la valeur de la séquestration ou le coût de l'émission avec pour situation de référence, le stock de carbone enregistré en 2013. Les niveaux de référence ont été utilisés comme indicateurs pour évaluer la performance des scénarii et sont illustrées dans le tableau 35 et la figure 41. L'option de gestion qui a consisté en l'augmentation du niveau de la végétation par l'intégration des pratiques agroforestières et de l'aménagement des forêts, a conduit au plus fort gain de carbone total dans les trois scénarii (30%, 50% et 70%).

L'option d'aménagement « agroforesterie » a favorisé l'augmentation du stock de carbone de l'ordre de 158% quand la couverture végétale passe de 30% à 50%. L'augmentation a été de 263% quand on porte la couverture végétale à 70%. L'option « aménagement des forêts », le stock de carbone maximal est atteint avec une augmentation de la couverture végétale de l'ordre de 50%. En effet il y a eu un accroissement de 77% quand la couverture végétale passe de 30% à 50%. Cet accroissement est de 29% quand on passe de 30% à 70% de couverture végétale. Pour la séquestration, le scénario prévoyant 50% d'augmentation du nombre d'arbres a été l'option la plus optimale car elle a conduit à une séquestration plus élevée de carbone pour toutes les options d'aménagement (Tableau 35).

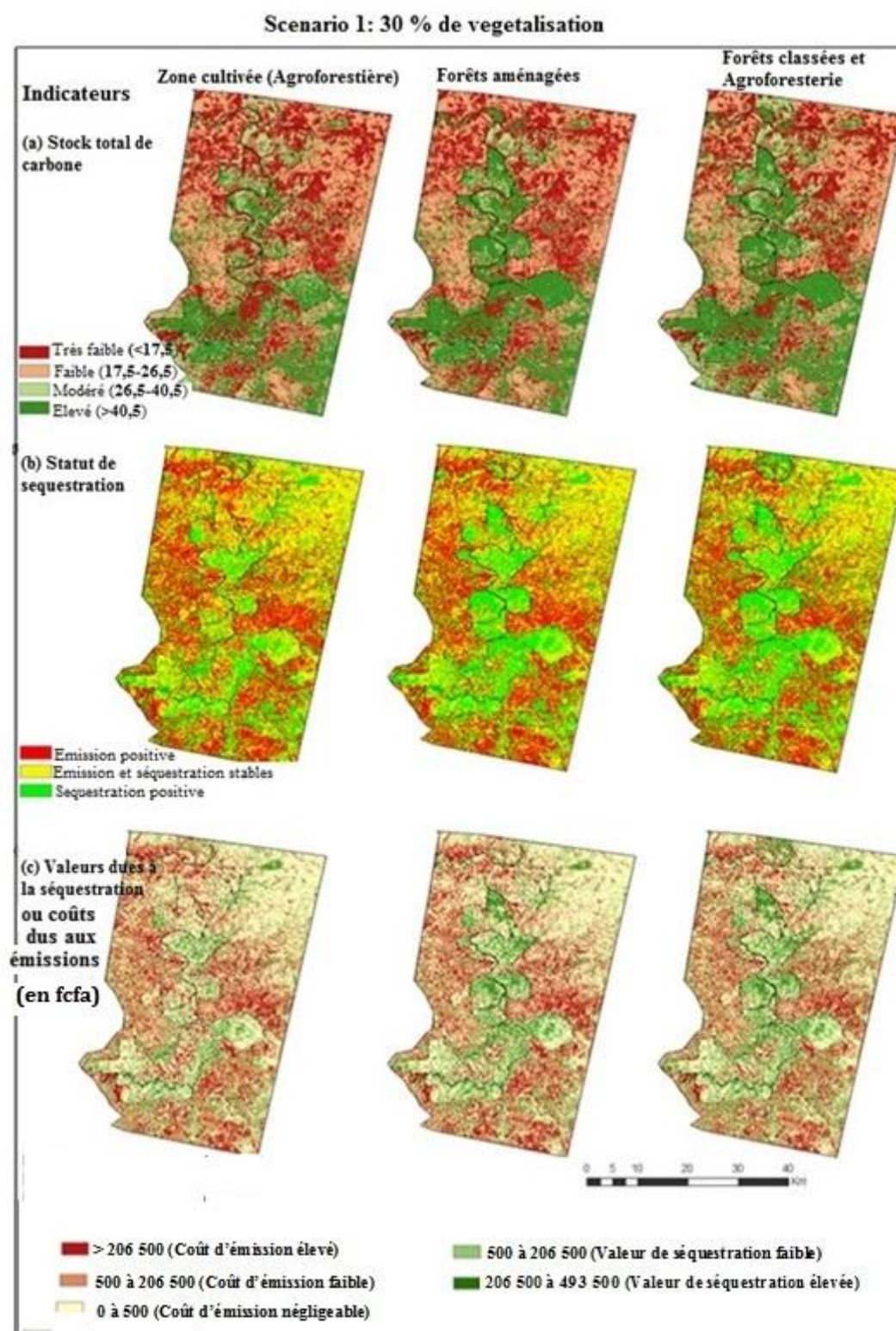


Figure 38 : Stock total de carbone, statut et valeurs de la séquestration et coûts des émissions dans le cas d'une augmentation de 30% du nombre d'arbres dans la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

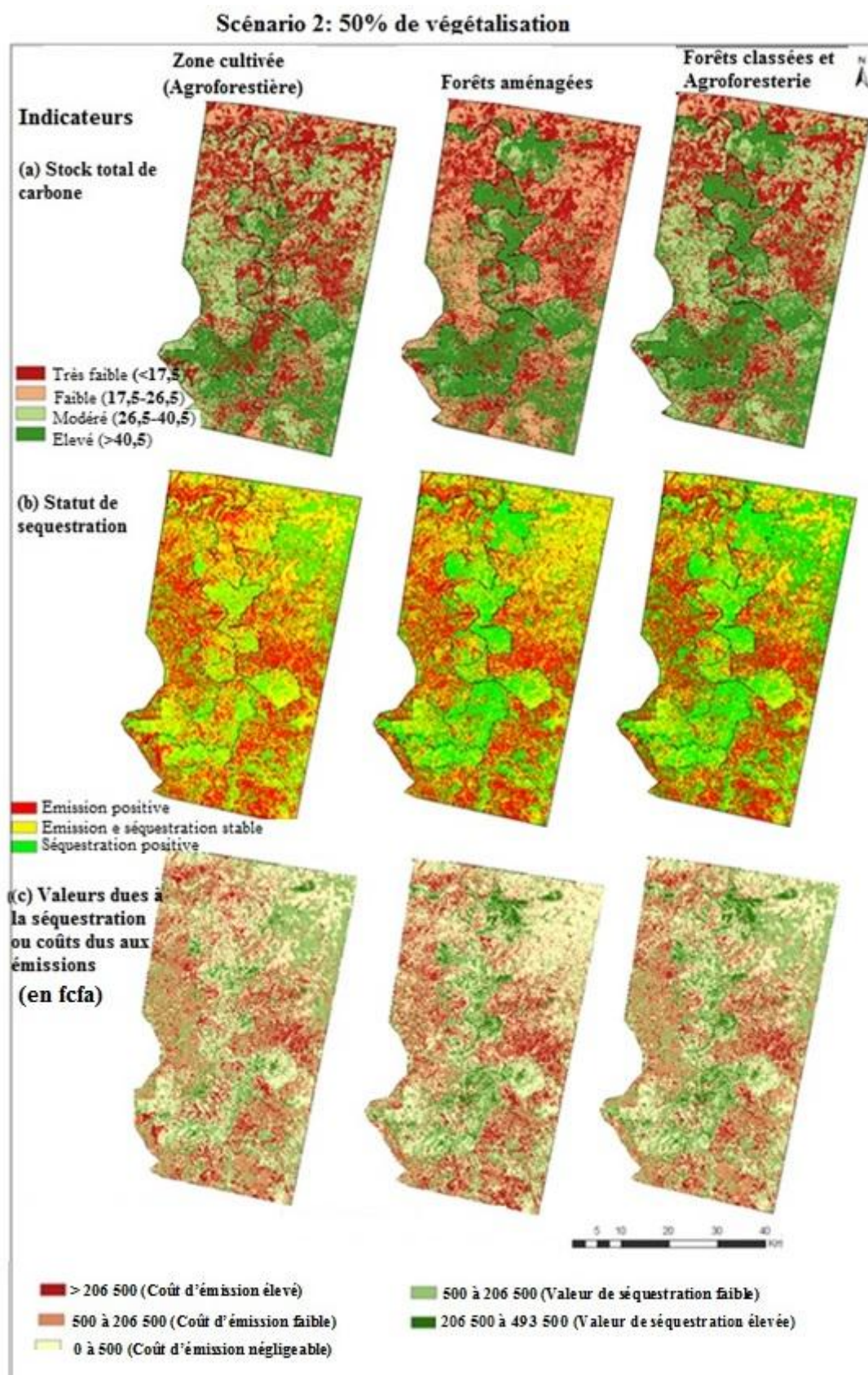


Figure 39: Stock total de carbone, statut et valeurs de la séquestration et coûts des émissions dans le cas d'une augmentation de 50% du nombre d'arbres dans la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

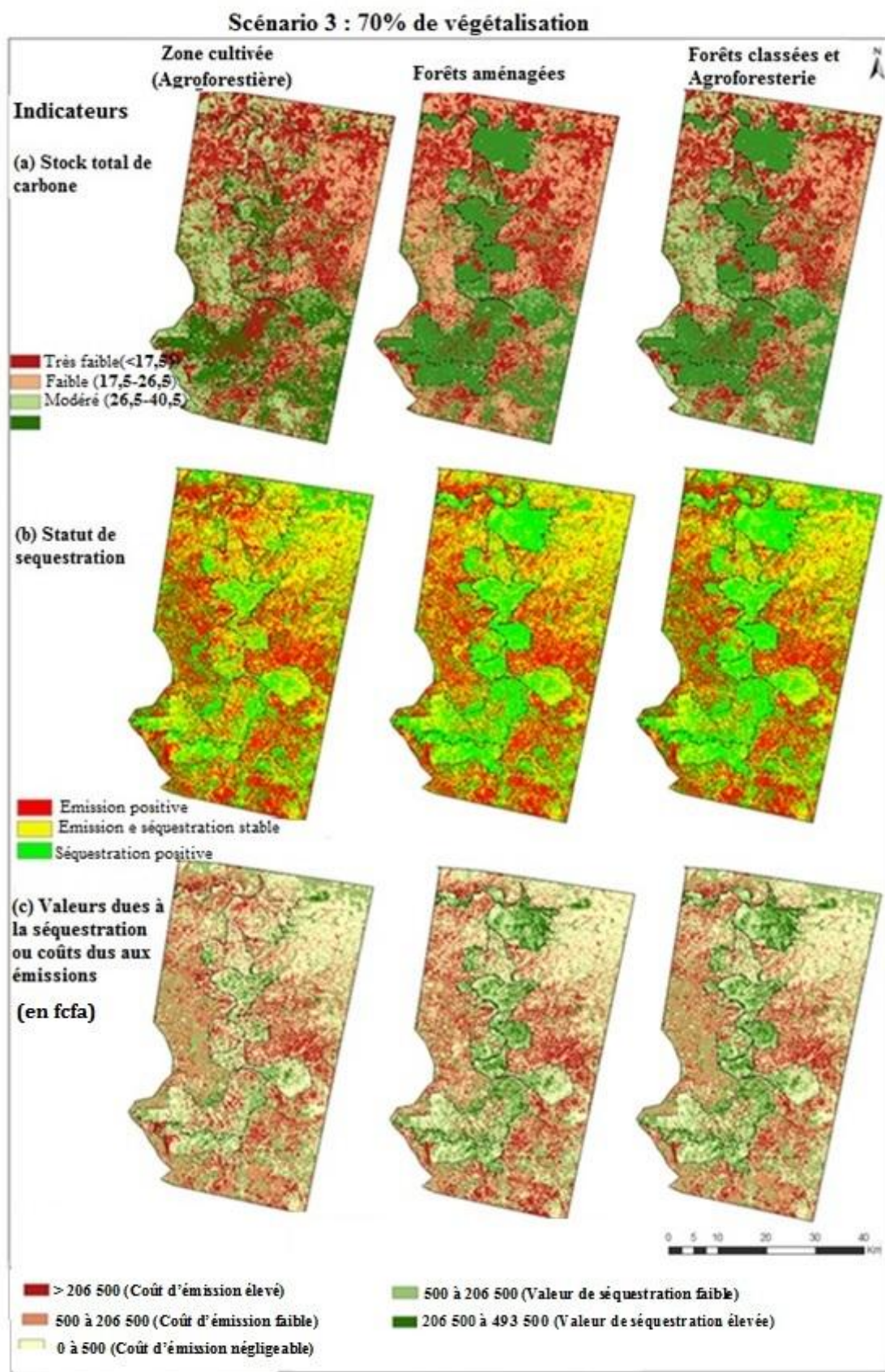


Figure 40: Stock total de carbone, statut et valeurs de la séquestration et coûts des émissions dans le cas d'une augmentation de 70% du nombre d'arbres dans la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

Tableau 35 : Écart des indicateurs par rapport à l'état de référence de 2013: Les valeurs positives indiquent une augmentation tandis que les valeurs négatives indiquent une diminution de la valeur des indicateurs

Scenario 1 : 30% d'augmentation du nombre d'arbre dans la zone cultivée (Agroforesterie), les forêts classées (Forêts aménagées) et la combinaison des deux (Aménagement des forêts et pratiques agroforestières)					
Aménagement	Indicateurs				
	Carbone total (t C ha ⁻¹)	Séquestration (t C ha ⁻¹)	Emission (t C ha ⁻¹)	Séquestration (valeur en F cfa ha ⁻¹)	Emission (Coût en F cfa ha ⁻¹)
Agroforesterie	0,62	0,25	-0,95	2 770	- 9 755
Aménagement des forêts	1,46	1,4	-0,08	14 860	- 1 165
Aménagement des forêts et pratiques agroforestières	3,0	2,2	-1,03	23 30	-10 760
Scenario 2 : 50% d'augmentation du nombre d'arbre dans la zone cultivée (Agroforesterie), les forêts classées (Forêts aménagées) et la combinaison des deux (Aménagement des forêts et pratiques agroforestières)					
Agroforesterie	1,61	0,39	-2,44	4 215	- 25 000
Aménagement des forêts	2,59	5,71	-1,88	25 480	- 1 245
Aménagement des forêts et pratiques agroforestières	4,20	2,13	-2,82	22 010	- 28 845
Scenario 3 : 70% d'augmentation du nombre d'arbre dans la zone cultivée (Agroforesterie), les forêts classées (Forêts aménagées) et la combinaison des deux (Aménagement des forêts et pratiques agroforestières)					
Agroforesterie	2,25	0,32	-2,99	8 575	- 30 575
Aménagement des forêts	1,88	1,70	-0,12	9 845	- 555
Aménagement des forêts et pratiques agroforestières	4,26	1,60	-3,38	18 425	- 34 570

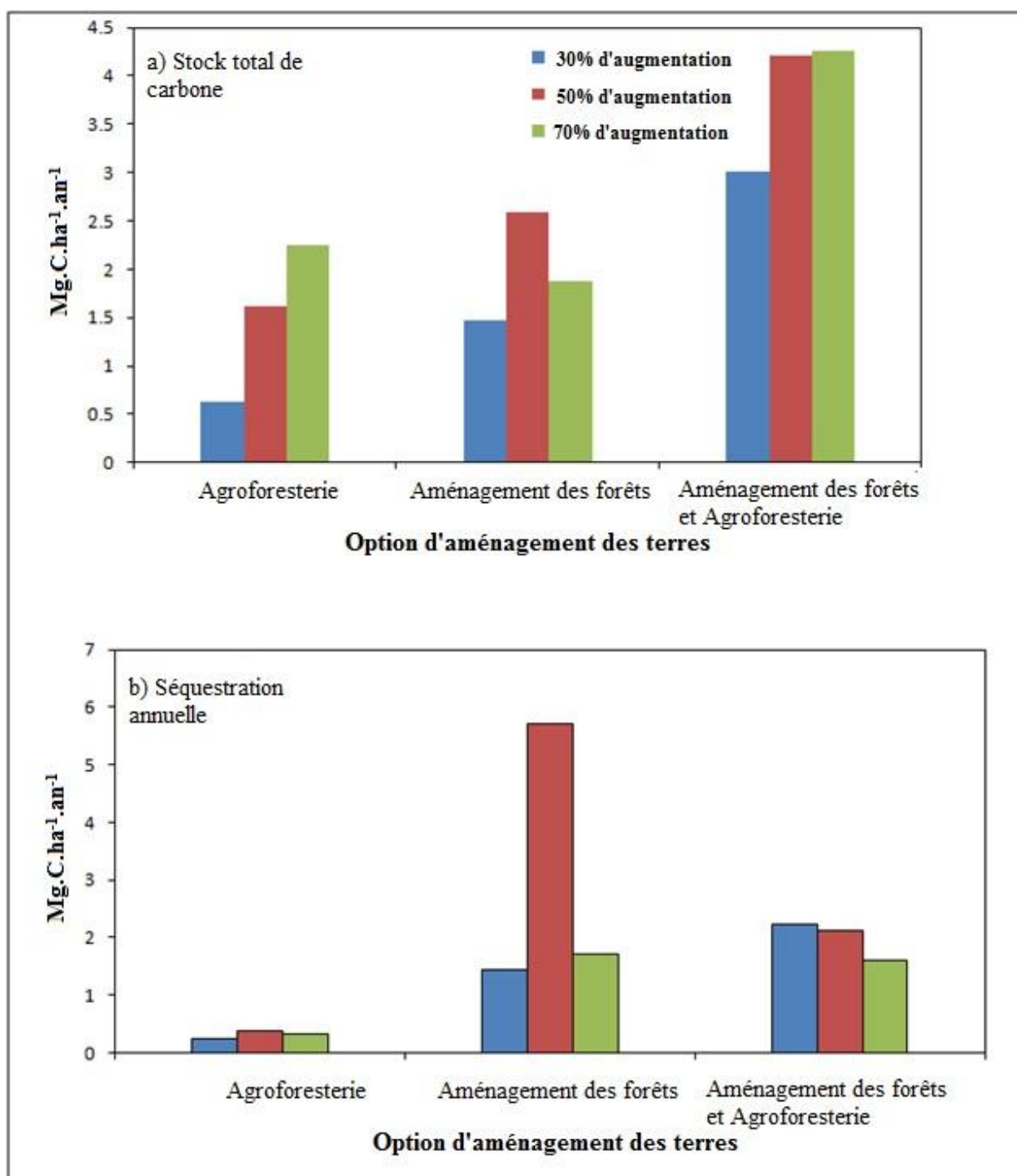


Figure 41: Ecart des indicateurs par rapport à l'état actuel de référence sous 3 différents scénarii. (a) stock total de carbone et (b) Séquestration annuelle dans la zone d'étude au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

6-4-DISCUSSION

Pour une gestion harmonieuse des politiques et pratiques de développement pour des systèmes caractérisés par le couplage écologie-humain, il faut une approche qui intègre des facteurs écologiques et sociaux (Liu *et al.*, 2015). Dans cette étude, nous avons appliqué le modèle InVEST pour intégrer les composantes environnementales et socio-économiques à travers le temps et l'espace, pour décrire le stockage du carbone et la valeur sociale ou le coût de sa dynamique.

6-4-1- SEQUESTRATION DU CARBONE : QUELLE OPTION DE GESTION DES TERRES ?

La dynamique du stock de carbone entre 1986 et 2013 a résulté en une perte nette de 2,88 Mt, et les zones qui ont connu les émissions ont occupé une superficie de 55,35% plus élevée que les zones dans lesquelles la séquestration a été positive. Aussi le carbone total émis (4,95 Mt) a-t-il été plus élevé que le carbone total séquestré (2,03Mt). Compte tenu de la taille de la zone d'étude et la période d'étude, l'émission d'une telle ampleur de carbone renforce la préoccupation déjà soulevée sur les grandes quantités de carbone émises dans les écosystèmes de savanes africaines dues aux activités anthropiques (Cramer *et al.*, 2004). Il est clair que les tendances de la dynamique du carbone dans les zones protégées ont été différentes de celles des zones non protégées. Dans la zone protégée, les sous-zones à séquestration positive du carbone ont été plus représentées par rapport aux sous-zones à émission positive. L'intégration des analyses temporelle et spatiale a révélé des effets des actions humaines antérieures sur le système homme – nature (Liu *et al.*, 2015). En procédant ainsi nous avons été à mesure de relier l'évolution des politiques de gestion des ressources et leur implication sur les tendances de stockage de carbone dans le futur. Par exemple, la tendance d'accumulation positive observée dans la zone protégée pourrait refléter l'efficacité des politiques d'aménagement des forêts engagées depuis les années 1986 et celles de la décentralisation qui a abouti à la création de communes rurales avec le mandat d'initier et de planifier leurs propres programmes de développement (Kalame *et al.*, 2009). Ces communautés qui dépendent des ressources forestières travaillent toutefois main dans la main pour une gouvernance locale adaptée, avec le soutien technique dont ils ont besoin pour gérer les ressources forestières et préserver ainsi leur résilience face aux changements climatiques (Rutt, 2013). Le fonctionnement de ce système de gestion conjointe des forêts a été rendu possible par un renforcement de plusieurs politiques visant à protéger et à sauvegarder

l'intégrité fonctionnelle des forêts. Par exemple la politique forestière 1995 du Burkina Faso stipule que les zones dégradées doivent être reboisées, boisées et régénérées pour protéger et préserver les ressources forestières (Bouda *et al.*, 2011; Coulibaly-Lingani, 2011). En 2009, la loi sur la gestion de l'espace rural et ses règlements d'application ont été adoptés, tandis que le code de l'environnement de 1997 et le décret de 1998 réglemente l'utilisation du feu dans les zones rurales (MEDD, 2012).

Lal (2011) a proposé trois options complémentaires à travers lesquelles le carbone sur les terres arides pourraient être géré. Premièrement, avoir une meilleure gestion des stocks existants, deuxièmement arrêter les dégradations des ressources et les émissions qui en sont associées et enfin troisièmement, adopter des formes de gestion des terres qui peuvent contribuer à générer une plus grande séquestration du carbone. Dans cette étude, nous avons généré des informations essentielles qui pourraient être d'une grande aide lors des travaux d'aménagement dans le but d'obtenir des gains de carbone. La figure 40 met en évidence l'état actuel des stocks de carbone du point de vue spatial et catégoriel, ce qui constitue des éléments essentiels lors de l'élaboration des plans de gestion visant à gérer les stocks de carbone. L'analyse des émissions et des séquestrations a fait ressortir le niveau de carbone séquestré ou émis (Figure 41) ce qui est aussi important lors de l'élaboration des plans de gestion tendant à inverser les niveaux d'émission.

Les scénarii ont mis en exergue d'autres formes de gestion de terre qui pourraient être adoptées pour atteindre la séquestration optimale. Pour la pratique de l'agroforesterie, la gestion la plus optimale pour que les objectifs de séquestration soient atteints, consisterait en l'augmentation de la couverture forestière de 70% dans les champs et cela augmenterait le carbone total de $2,25 \text{ t C ha}^{-1}$ au-dessus de l'état de référence. Pour l'option consistant en l'aménagement des forêts, l'augmentation de la couverture forestière de 50% serait la plus optimale. En effet, le passage de 30% à 50% engendre un stockage de supplémentaire de $2,59 \text{ t C ha}^{-1}$. Par contre le passage de 50% à 70% de couverture végétale entraîne un stock supplémentaire de $1,88 \text{ t C ha}^{-1}$. En dehors de la réduction de la marge constatée, l'augmentation de la couverture à 50% paraît plus réaliste que le scénario de 70%.

Tenant compte des réussites et l'expérience du Burkina Faso dans la gestion participative des ressources forestières au cours des 30 dernières années, l'augmentation de 50% de la couverture végétale ne serait pas une utopie. En outre, en 2010, le Burkina Faso a été choisi en plus de 7 autres pays (avec le Brésil, la

République démocratique du Congo, le Ghana, l'Indonésie, le Laos, le Mexique et le Pérou) pour piloter le Programme d'investissement forestier (PIF) pour l'appui de la mise en œuvre de la stratégie REDD + (Saboia et Davies, 2010). L'expérience de gestion en termes d'aménagement forestier couplée avec de telles opportunités d'investissement renforcent les possibilités pour atteindre un tel objectif. L'attrait de l'investissement dans un projet de séquestration de carbone dépendra des potentialités de réussite du projet (Perez *et al.*, 2007). Luedeling et Neufeldt (2012) décrivaient quatre potentiels différents qui doivent être évalués tout en évaluant la faisabilité d'un projet de séquestration. Cela comprend les aspects biophysique, technique, économique et la faisabilité.

Les zones non protégées avaient un potentiel de séquestration de $0,48 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Cela est comparable avec le potentiel de séquestration de $0,4 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ obtenu pour les parcs agroforestiers au Sahel par Luedeling et Neufeldt (2012). Leur étude a cependant conclu que, étant donnée le faible potentiel de séquestration de la région, pour qu'un projet de séquestration du carbone soit rentable, il faudrait la participation d'un grand nombre d'agriculteurs.

6-4-2- VALEUR SOCIALE DE LA SEQUESTRATION DU CARBONE

Cette étude a exploré les potentialités biophysiques et a été basée principalement sur l'évaluation des stocks actuels et le potentiel de séquestration. Bien que la valeur économique de la séquestration ou le coût de l'émission ait été estimée cette valeur est considérée comme sociale des « émissions évitées » et est normalement différente de la valeur marchande qui prévaut sur les marchés d'échange de carbone.

Le potentiel de séquestration dans la zone de protection était de $1,64 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, soit une valeur sociale de 43 090 F cfa $\text{ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Toutefois, si le carbone séquestré devait être négocié selon les valeurs du marché, les communautés locales pourraient recevoir un montant inférieur à la valeur sociale. En outre, cette valeur serait réduite par les coûts de transaction qui peuvent varier de 740 F cfa (1,48 dollar US) la tonne de CO_2 pour les grands projets pour atteindre 7 390 F cfa (14,78 dollars US) par tonne de CO_2 pour les petits projets (Michaelowa et Jotzo, 2005).

Notre étude n'a malheureusement pas fait des investigations de rentabilité de projets de séquestration surtout pour les zones non protégées, ce qui contribuerait à valider de tels projets. Cependant, Reid *et al.* (2004) et Perez *et al.* (2007) ont noté que

certains des pasteurs d'Afrique gagnent moins de 1 dollar par jour. Par conséquent, un potentiel de séquestration modeste de $0,5 \text{ t C ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, soit 25 000 Fcfa (50 dollars) par an pourrait augmenter leurs revenus d'environ 14%. Les profits de séquestration peuvent être faibles, mais les autres avantages supplémentaires associés au projet de séquestration tels que le bois de feu et produits non ligneux font qu'ils méritent d'être entrepris. Par exemple, selon une enquête menée par l'Institut national de la statistique (INSD), le secteur primaire, c'est-à-dire la production et l'exploitation des ressources naturelles, occupe 67% de la population active (INSD, 2007). L'étude a également indiqué que 97% de la population dépend des combustibles ligneux comme principale source d'énergie (AGRECO, 2006). Les revenus d'exploitation forestière ne sont généralement pas suffisants pour aider les ménages à être au-dessus du seuil de pauvreté (Sawadogo, 2006). Cela fait que le rôle de revenus supplémentaires qui contribueraient à l'amélioration du niveau de vie des populations locales ne doit jamais être négligé.

6-5-CONCLUSION PARTIELLE

Dans cette étude, nous avons estimé les potentialités biophysiques de terres agropastorales soudaniennes. L'évaluation faite à l'échelle du paysage entre deux dates différentes a montré qu'en 1986 les stocks ont été de 31 t C ha^{-1} contre 27 t C ha^{-1} en 2013 soit une baisse de 13%. Une discrimination faite entre zone protégée et non protégée montre un accroissement des stocks dans les zones protégées de 14%, contre une baisse dans la zone non protégée de 18%. Le système ayant pour type de gestion la situation de référence de 2013, a un bilan de séquestration négatif. Les scénarii testés montrent qu'une politique prônant un accroissement exclusif de la végétation au niveau de l'espace agricole aurait un bilan toujours négatif même avec 70% d'accroissement. L'option de l'aménagement des forêts à travers un accroissement de la couverture végétale aurait un bilan positif à partir de 30% de végétalisation, mais pourrait atteindre un pic à 50%. L'option de politique intégrale c'est-à-dire l'accroissement de la couverture dans les deux systèmes atteint son maximum de séquestration à 50% de d'accroissement.

Ces résultats suggèrent qu'il ya une possibilité de s'engager dans des projets de séquestration car toute politique qui induirait une augmentation de la couverture végétale de 50% dans la zone protégée pourrait contribuer à atteindre des objectifs de séquestration optimaux. En prenant en compte les politiques et lois déjà en place pour

garantir la gestion durable des forêts et l'expérience qu'a notre pays en terme d'aménagement, nous sommes optimistes que la séquestration du carbone dans les forêts déjà classées est possible. De tels projets doivent être encouragés car en dehors du carbone ils peuvent procurer d'autres avantages marchands (produits forestiers non ligneux) et non marchands tels que la réduction de la dégradation des terres, la lutte contre l'érosion et l'augmentation de la biodiversité qui pourraient améliorer la productivité des écosystèmes.

VII-CONCLUSION GENERALE ET RECOMMANDATIONS

Cette étude rentre dans le cadre général de l'évaluation des effets de perturbations anthropiques sur les stocks du carbone dans les écosystèmes agro-sylvo-pastoraux en zone soudanienne du Burkina Faso. L'étude a été menée dans deux sites aux types de sol contrastés. Deux niveaux de profondeurs de sol (0-20 cm et 20-50 cm) ont été considérés pour tenir compte des lignes directrices de AFSIS (*Africa Soil Information Service*). En effet la nature du sol constitue un important facteur de variation des stocks de carbone. Les résultats obtenus dans plusieurs études ont permis de répondre aux questions que nous nous sommes posées à savoir ; Q1 : Quel est le niveau du stock de carbone des sols des écosystèmes quand ils sont soumis aux perturbations écologiques? Q2 : Quels est l'état et la dynamique des stocks de la biomasse souterraine et aérienne de la végétation dans les écosystèmes soumis aux modes d'aménagement (*feu précoce, pâturage et coupe sélective*) ? Q3 : Est ce que le niveau de séquestration carbone de nos écosystèmes peut générer des revenus supplémentaires pour les populations ?

Le niveau du stock de carbone des sols des écosystèmes quand ils sont soumis aux perturbations écologiques (Q1)

D'une manière générale, les stocks de carbone du sol ont varié de 14,95 à 31,28 t C ha⁻¹ à 0-20 cm et de 7,75 à 41,51 t C ha⁻¹ à 20-50 cm. Le feu précoce et le pâturage n'ont pas influencé significativement les stocks de carbone du sol dans les deux sites dans la profondeur 0-20. Cependant ils ont contribué à baisser le taux d'infiltration de l'eau dépendamment du type de sol. Cela indique que ces perturbations exposent les sols à l'érosion et constituent des contraintes pour la durabilité des stocks de carbone du sol. Ces facteurs doivent donc faire l'objet de contrôle dans d'éventuels projets visant la séquestration du carbone.

Les changements d'utilisation des terres ont contribué à diminuer les stocks du carbone du sol et le ratio C/N. En effet, les stocks de carbone dans la couche de profondeur 0-20 cm, ont varié de 18 t ha⁻¹ dans la forêt à 10 t ha⁻¹ dans les jachères inférieures à 3 ans tandis que le ratio C/N a varié de 16 en forêt à 12 dans les jachères. Le stock d'azote a été similaire dans les différents types d'utilisation des terres. Il a été en moyenne de 1,1 t ha⁻¹.

L'état et la dynamique des stocks de la biomasse souterraine et aérienne de la végétation dans les écosystèmes soumis aux modes d'aménagement (Q2)

La biomasse racinaire totale a été de l'ordre de 12,9 à 18,8 t ha⁻¹ dans la profondeur 0-20 cm et de 10,5 à 18,3 t ha⁻¹ à 20-50 cm de profondeur. Le niveau général d'accroissement de la biomasse aérienne durant la période de 1992 à 2012 a été similaire dans les deux sites. Ainsi, la biomasse aérienne est passée de 50 t ha⁻¹ à 67 t ha⁻¹, soit un accroissement de 35% au cours de ladite période. L'incrément moyen a été de 0,8 t ha⁻¹ an⁻¹. Le feu précoce n'a pas affecté significativement la biomasse racinaire dans les sols profonds à Tiogo. Par contre il a contribué à diminuer significativement la biomasse des racines fines à Laba où les sols sont superficiels. Concernant la biomasse aérienne, le feu précoce a contribué à réduire la densité des arbres à Laba et à Tiogo. Par contre, l'incrément annuel a diminué seulement à Laba sous l'effet du feu précoce.

La coupe sélective a induit une diminution de la biomasse des grosses racines à Laba et la biomasse aérienne dans les deux sites. Le pâturage a entraîné une réduction de la biomasse racinaire à Laba. L'application simultanée des traitements (feu précoces, pâturage et coupe sélective) a contribué à réduire significativement aussi bien la biomasse racinaire qu'aérienne dans les deux sites.

Des équations allométriques spécifiques fiables ont été développées d'une part pour l'estimation de la biomasse souterraine de quatre espèces (*A. leiocarpa*, *D. microcarpum*, *P. thonningii* et *V. paradoxa*) et d'autre part pour l'estimation de la biomasse des différents compartiments ainsi que la biomasse totale de *V. paradoxa*. L'estimation directe de la biomasse a montré que le ratio biomasse souterraine et biomasse aérienne a varié de 20% à 290% suivant les espèces et la classe de diamètre. La biomasse aérienne chez *V. paradoxa* a varié de 0,12 t pour les pieds de 0-20 cm de diamètre à 4,1 t pour les arbres de diamètre supérieur à 50 cm.

La valorisation du carbone séquestré dans les écosystèmes comme opportunités de générer des revenus supplémentaires pour les populations (Q3)

A la question de savoir si le niveau de séquestration carbone de nos écosystèmes peut générer des revenus supplémentaires pour les populations, l'étude a montré que pour la période 1986-2013, le bilan de séquestration a été négatif. En effet, l'évaluation faite au niveau du paysage entre les deux dates a montré que les stocks de carbone en 2013 dans la zone d'étude ont régressé de 13% par rapport à 1986. La séquestration au cours de la période d'étude a été de 0,45 t C ha⁻¹ an⁻¹ contre une émission globale de 1,72 t C ha⁻¹ an⁻¹. Cependant cette situation générale cache des spécificités selon les formes de gestion. En effet, la distinction faite entre zones protégées (forêts

classées) et non protégées (espaces agroforestiers) ont montré qu'en zone protégée, les stocks de carbone ont connu un accroissement de 14% contre une réduction de 18% dans la zone agroforestière. Néanmoins, les scénarii testés ont montré que même avec une augmentation de la densité arborée de 70% exclusivement dans la zone agroforestière, le bilan de séquestration demeurerait négatif. L'option prônant la prise en compte de l'aménagement des forêts à travers un accroissement de la couverture végétale aurait un bilan positif à partir d'une augmentation de 30% et pourrait atteindre un pic à 50%.

Nos résultats confirment les hypothèses 1 qui stipulent que les perturbations anthropiques influencent négativement l'accumulation de la biomasse ligneuse des écosystèmes agro-sylvo-pastaux. En effet, les traitements (*pâturage*, *feu précoce* et *coupe sélective*) à des degrés divers ont influencé la biomasse racinaire et aérienne. Par contre ils n'ont pas vérifié les hypothèses 2 et 3 selon lesquels Les perturbations écologiques d'origine anthropiques sont les causes de variation de la séquestration et du stockage du carbone dans les sols des écosystèmes et que la valorisation du carbone séquestré dans les écosystèmes peut contribuer à améliorer les revenus des populations qui en dépendent. Une perturbation comme le feu précoce n'a pas influencé significativement des paramètres comme la concentration et le stock du carbone, après 20 ans de pratique. Aussi les résultats ont-ils montré que le bilan actuel de séquestration des écosystèmes est négatif et que sans politiques de gestion adéquates, la valorisation du carbone ne saurait être une alternative pour l'amélioration des revenus de la population.

En outre, cette thèse offre l'avantage d'être parmi les études pionnières sur l'évaluation des stocks de carbone dans différentes formes de gestion des écosystèmes de savane et a permis de disposer des niveaux de référence en terme de stocks de carbone et de niveau de séquestration. Cette thèse offre aux populations et particulièrement aux acteurs intervenant dans des projets de séquestration de carbone, des données scientifiques de base pour l'élaboration de projets éligibles aux marchés de carbone.

Par ailleurs, à l'attention des pouvoirs publics, cette étude a montré la preuve de la faisabilité de projets de séquestration. Elle a même donné des orientations sur d'éventuelles pratiques à adopter en matière de restauration de la végétation ligneuse pour une séquestration optimale de carbone.

Cependant, compte tenu de la différence des effets des perturbations anthropiques suivant les sites, nous recommandons d'adapter leur utilisation aux conditions biophysiques des écosystèmes.

En perspective, nous suggérons :

- d'étendre l'étude aux autres zones phyto-géographiques du pays ;
- d'étudier les effets des différentes perturbations anthropiques sur la dynamique de la biomasse racinaire ;
- de continuer l'élaboration d'équations allométriques des autres espèces ligneuses principales dans les différents écosystèmes ;
- de mieux cerner l'influence des caractéristiques des strates ligneuses et herbacées ainsi que de la litière sur le niveau du carbone du sol ;
- d'évaluer les émissions au niveau parcelle afin de générer de données plus précises sur les flux du carbone.

VIII- RÉFÉRENCES

- Abbot, P., Lowore, J., Werren, M.** (1997) Models for the estimation of single tree volume in four Miombo woodland types. *For. Ecol. Manage.*, **97**, 25–37.
- Abdel-magid, A.H., Schuman, G.E., Hart, R.H.** (1987) Soil Bulk Density and Water Infiltration as Affected by Grazing Systems. *J. Range Manag.*, **40**, 307–309.
- Abril, A., Bucher, E.** (2001) Overgrazing and soil carbon dynamics in the western Chaco of Argentina. *Appl. Soil Ecol.*, **16**, 243–249.
- Abril, A., Barttfeld, P., Bucher, E.H.** (2005) The effect of fire and overgrazing disturbs on soil carbon balance in the Dry Chaco forest. *For. Ecol. Manage.*, **206**, 399–405.
- Addinsoft** (2007) *Xlstat*,.
- Addo-Fordjour, P., Rahmad, Z.B.** (2013) Mixed Species Allometric Models for Estimating above-Ground Liana Biomass in Tropical Primary and Secondary Forests, Ghana. *ISRN For.*, **2013**, 1–9.
- AGRECO** (2006) *Profile Environnemental du Burkina Faso: La Commission Européenne, Gouvernement du Burkina Faso.*
- AGRHYMET** (2009) Le Sahel face aux changements climatiques. Enjeux pour un développement durable. Bulletin Mensuel: Numero special. 43.
- Alves, L.F., Viera, S.A., Scaranello, M.A., Camargo, P.B., Santos, F.A.M., Joly, C.A.** (2010) Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). *For. Ecol. Manage.*, **260**, 670–691.
- Andriamihaja, M., Razakamanarivo, H., Randriamboavonjy, J.-C., Rajoelison, G.** (2011) *Evaluation des stocks de carbone de la litière, de la biomasse hypogée et du sol suivant les modes d'utilisation des terres et la position topographique.* Université d'Antananarivo.
- Andrieu, N., Chia, E., Nacro, H.B.** (2011) Les PSE : des outils incitatifs pour favoriser l'intensification écologique? Enjeux pour la recherche en Afrique de l'Ouest. In *Actes du séminaire ASAP, Bobo-Dioulasso, Burkina Faso.* p. 16.
- Ansley, R.J., Boutton, T.W., Skjemstad, J.O.** (2006) Soil organic carbon and black carbon storage and dynamics under different fire regimes in temperate mixed-grass savanna. *Global Biogeochem. Cycles*, **20**, 1–11.
- Ardo, J., Olsson, L.** (2003) Assessment of soil organic carbon in semi-arid Sudan using GIS and the CENTURY model. *J. Arid Environ.*, **54**, 633–651.

- Are, K.S., Oluwatosin, G.A., Adeyolanu, O.D., Oke, A.O.** (2009) Slash and burn effect on soil quality of an Alfisol : Soil physical properties. *Soil Tillage Res.*, **103**, 4–10.
- Aynekulu, E., Vagen, T.-G., Shephard, K.D., Winowiecki, L.** (2011) *A Protocol for Modeling, Measurement and Monitoring Soil Carbon Stocks in Agricultural Landscapes*. Version 1.1. World Agroforestry Center, Nairobi, 26p.
- Ayoubi, S., Emami, N., Ghaffari, N., Honarjoo, N., Sahrawat, K.L.** (2014) Pasture degradation effects on soil quality indicators at different hillslope positions in a semiarid region of western Iran. *Environ. Earth Sci.*, **71**, 375–381.
- Badini, O., Stockle, C.O., Jones, J.W., Nelson, R., Kodio, A., Keita, M.** (2007) A simulation-based analysis of productivity and soil carbon in response to time controlled rotational grazing in the West African Sahel region. *Agric. Syst.*, **94**, 87–96.
- Baskerville, G.L.** (1972) Use of Logarithmic Regression in the Estimation of Plant Biomass. *Can. J. For. Res.*, **2**, 49–53.
- Bassey Eze, E., Imoke Eni, D., Comfort, O.** (2011) Evaluation of the Infiltration Capacity of Soils in Akpabuyo Local Government Area of Cross River, Nigeria. *J. Geogr. Geol.*, **3**, 189–199.
- Basuki, T.M., Laake, P.E. van, Skidmore, A. K., Hussin, Y. A.** (2009) Allometric equations for estimating the above-ground biomass in tropical lowland Dipterocarp forests. *For. Ecol. Manage.*, **257**, 1684–1694.
- Bationo, A., Kihara, J., Vanlauwe, B., Waswa, B., Kimetu, J.** (2007) Soil organic carbon dynamics, functions and management in West African agro-ecosystems. *Agr. Syst.*, **94**, 13–25.
- Bationo, B.A., Ouedraogo, S.J., Alexandre, D.-Y., Guinko, S.** (2001) Statut hydrique de quatre espèces ligneuses soudaniennes dans la forêt de Nazinon, Burkina Faso. *Sécheresse*, **12**, 87– 94.
- Batjes, N., Dijkshoorn, J..** (1999) Carbon and nitrogen stocks in the soils of the Amazon Region. *Geoderma*, **89**, 273–286.
- Batjes, N.H.** (2001) Options for increasing carbon sequestration in West African soils: an exploratory study with special focus on Senegal. *L. Degrad. Dev.*, **12**, 131–142.
- Batjes, N.H.** (2004) Soil carbon stocks and projected changes according to land use and management: a case study for Kenya. *Soil Use Manag.*, **20**, 350–356.
- Batjes, N.H.** (1996) Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.*, **47**, 151–163.
- Bayala, J., Balesdent, J., Marol, C., Zapata, F., Teklehaimanot, Z., Ouedraogo, S.J.** (2006) Relative contribution of trees and crops to soil carbon content in a parkland

- system in Burkina Faso using variations in natural C abundance. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.*, **76**, 193–201.
- Bellefontaine, R., Gaston, A., Petrucci, Y.** (2000) *Management of natural forests of dry tropical zones*. FAO conservation guide, 32. Food and Agriculture Organisation of United Nations, Rome, 318p.
- Berhanu, W., Colman, D., Fayissa, B.** (2007) Diversification and livelihood sustainability in a semi-arid environment: A case study from southern Ethiopia. *J. Dev. Stud.*, **43**, 871–889.
- Beringer, J., Hutley, L.B., Tapper, N.J., Cernusak, L. A.** (2007) Savanna fires and their impact on net ecosystem productivity in North Australia. *Glob. Chang. Biol.*, **13**, 990–1004.
- Beukes, P.C., Cowling, R.M.** (2003) Non-selective grazing impacts on soil-properties of the Nama Karoo. *J. Range Manag.*, **56**, 547–552.
- Blaschke, T.** (2010) Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.*, **65**, 2–16.
- Blujdea, V.N.B., Pilli, R., Dutca, I., Ciuvat, L., Abrudan, I. V** (2012) Allometric biomass equations for young broadleaved trees in plantations in Romania. *For. Ecol. Manage.*, **264**, 172–184.
- Boakye-danquah, J., Antwi, E.K., Saito, O., Abekoe, M.K., Takeuchi, K.** (2014) Impact of Farm Management Practices and Agricultural Land Use on Soil Organic Carbon Storage Potential in the Savannah Ecological Zone of Northern Ghana. *J. DisasterResearch*, **9**(4), 484-500.
- Bombelli, A., Henry, M., Castaldi, S., Arneth, A., Grandcourt, A. De, Grieco, E., Kutsch, W.L., Seqbio, U.R., Cedex, M.** (2009) An outlook on the Sub-Saharan Africa carbon balance. *Biogeosciences*, **6**, 2193–2205.
- Bonino, E.E.** (2006) Changes in carbon pools associated with a land-use gradient in the Dry Chaco, Argentina. *For. Ecol. Manage.*, **223**, 183–189.
- Bouda, Z.H., Tiveau, D., Savadogo, P., Ouedraogo, B.** (2011) Forest management, decentralization, policy, forest products In : Geldenhuys C.J, Ham C, & Ham H (eds.) *Sustainable Forest Management in Africa: some solutions to natural forest management problems in Africa*. Proceedings of the sustainable forest management. In *Geldenhuys, C.J., Ham, C., Ham, H. (eds.) Sustainable Forest Management in Africa: some solutions to natural forest management problems in Africa. Proceedings of the sustainable forest management*. pp. 375–390.
- Boysen, L.R., Brovkin, V., Arora, V.K., Cadule, P., Noblet-Ducoudré, N. de, Kato, E., Pongratz, J., Gayler, V.** (2014) Global and regional effects of land-use change on climate in 21st century simulations with interactive carbon cycle. *Earth Syst.*

Dyn. Discuss., **5**, 443–472.

- Brown, S.** (2002) Measuring carbon in forests : current status and future challenges. *Environ. Pollut.*, **116**, 363–372.
- Cairns, M. A., Brown, S., Helmer, E.H., Baumgardner, G. a.** (1997) Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, **111**, 1–11
- Canadell, J.G., Ciais, P., Dhakal, S., et al.**(2010) Interactions of the carbon cycle, human activity, and the climate system: a research portfolio. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, **2**, 301–311.
- Castellano, M.J., Valone, T.J.** (2007) Livestock, soil compaction and water infiltration rate: Evaluating a potential desertification recovery mechanism. *J. Arid Environ.*, **71**, 97–108.
- Certini, G.** (2005) Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, **143**, 1–10.
- Certini, G., Nocentini, C., Knicker, H., Arfaioi, P., Rumpel, C.** (2011) Wildfire effects on soil organic matter quantity and quality in two fire-prone Mediterranean pine forests. *Geoderma*, **167-168**, 148–155.
- Chaichi, M.R., Saravit, M.M., Malekian, A.** (2005) Effects of Livestock Trampling on Soil Physical Properties and Vegetation Cover (Case Study : Lar Rangeland, Iran). *Int. J. Agric. Biol.*, **7**, 904–908.
- Chambers, J.C., Bradley, B.A., Brown, C.S., Antonio, C.D., Germino, M.J., Grace, J.B., Hardegree, S.P., Miller, R.F., Pyke, D.A.** (2014) Resilience to Stress and Disturbance , and Resistance to *Bromus tectorum* L . Invasion in Cold Desert Shrublands of Western North America. *Ecosystems*, **17(2)**, 360-375.
- Chartier, M.P., Rostagno, C.M., Pazos, G.E.** (2011) Effects of soil degradation on infiltration rates in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *J. Arid Environ.*, **75**, 656–661.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., et al.**(2005) Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, **145**, 87–99.
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Burquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M.S. et al.**(2014) Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Glob. Chang. Biol.*, **20**, 3177–3190.
- Chen, Y., Lee, P., Lee, G., Mariko, S., Oikawa, T.** (2006) Simulating root responses to grazing of a Mongolian grassland ecosystem. *Plant Ecol.*, **183**, 265–275.
- Ciais, P., Bombelli, A, Williams, M., Piao, S.L., Chave, J., Ryan, C.M., Henry, M., Brender, P., Valentini, R.** (2011) The carbon balance of Africa: synthesis of recent research studies. *Philos. Trans. A. Math. Phys. Eng. Sci.*, **369**, 2038–57.

- Cienciala, E., Černý, M., Tatarinov, F., Apltauer, J., Exnerová, Z.** (2006) Biomass functions applicable to Scots pine. *Trees*, **20**, 483–495.
- Cohen, J.** (1988) *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. Lawrence Erlbaum, Hillsdale New Jersey, 273-406p.
- Coulibaly-Lingani, P.** (2011) *Appraisal of the Participatory Forest Management Program in Southern Burkina Faso*, PhD thesis. Southern Swedish Forest Research Centre.
- Cramer, W., Bondeau, A., Schaphoff, S., Lucht, W., Smith, B., Sitch, S.** (2004) Tropical forests and the global carbon cycle: impacts of atmospheric carbon dioxide, climate change and rate of deforestation. *Philos Trans R Soc L. Biol Sci*, **359**, 331–343.
- Dagadu, J.S. and Nimbalkar, P.T.** (2012) Infiltration studies of different soils under different soils under conditions and comparison of infiltration models with field data. *Int. J. Adv. Eng. Technol.*, **3**, 154–157.
- Dass, P., Müller, C., Brovkin, V., Cramer, W.** (2013) Can bioenergy cropping compensate high carbon emissions from large-scale deforestation of mid to high latitudes? *Earth Syst. Dyn. Discuss.*, **4**, 317–354.
- Dayamba, S.D.** (2010) *Fire, Plant-derived Smoke and Grazing Effects on Regeneration, Productivity and Diversity of the Sudanian Savanna-woodland Ecosystem*, PhD thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Sweden.
- Dayamba, S.D., Savadogo, P., Sawadogo, L., Tiveau, D., Zida, D., Tigabu, M., Oden, P.C.** (2010) Community dynamics and phytomass of herbaceous species in the Sudaniensavanna-woodlands of Burkina Faso: short-term impact of burning season. *African J. Range Forage Sci.*, **27**, 171–177.
- Dayamba, S.D., Savadogo, P., Sawadogo, L., Zida, D., Tiveau, D., Oden, P.C.** (2011) Dominant species' resprout biomass dynamics after cutting in the Sudanian savanna-woodlands of West Africa: long term effects of annual early fire and grazing. *Ann. For. Sci.*, **68**, 555–564.
- Dayamba, S.D., Tigabu, M., Sawadogo, L., Oden, P.C.** (2008) Seed germination of herbaceous and woody species of the Sudanian savanna-woodland in response to heat shock and smoke. *For. Ecol. Manage.*, **256**, 462–470.
- DeBano, L.** (2000) The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *J. Hydrol.*, **231-232**, 195–206.
- Detwiler, R.P.** (1986) Land Use Change and the Global Carbon Cycle : The Role of Tropical Soils. *Biogeochemistry*, **2**, 67–93.
- Diawara, S.** (2012) *Perturbations écologiques et fonctionnement des écosystèmes savaniques : banques de semences du sol et propriétés physico- chimiques du sol*.

Université Polytechniques de Bobo Dioulasso.

- Dipesh, K.C., Schuler, J.L.** (2013) Fine-Root Production and Aboveground Development for Loblolly Pine , Silver Maple , and Cottonwood. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **44**, 37–41.
- Djomo, A.N., Gravenhorst, G.** (2010) Modelling stand dynamics after selective logging: implications for REDD and estimations of aboveground carbon pools from forest degradation. In: *Adrien Djomo Njepang, Ecological management of tropical forests: implications for climate change and carbon fluxes*. Goettingen.
- Doamba, S.W.M.F., Savadogo, P., Nacro, B.** (2014) Rôle des feux de savane sur les caractéristiques biogéochimiques des sols en zone soudanienne du Burkina Faso. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* **8**(2), 777–793.
- Drewa, P.B., Havstad, K.M.** (2001) Effects of fire, grazing, and the presence of shrubs on Chihuahuan desert grasslands. *J. Arid Environ.*, **48**, 429–443.
- Driessen, P., Deckers, J. and Spaargaren, O.** (2001) *Lecture notes on the major soils of the world. FAO World Soil Resources Reports-94. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Rome.*
- Dunne, T., Western, D., Dietrich, W.E.** (2011) Effects of cattle trampling on vegetation , infiltration , and erosion in a tropical. *J. Arid Environ.*, **75**, 58–69.
- Eba, R.** (1994) Principes et concepts essentiels en aménagement. In *Foahom, B. Jonkers, W.B.J., Nkwi, P.N., Schmidt, P., Tchata, M. (eds.). Seminar proceedings “Sustainable management of African rain forest”, held in Kribi, Cameroon. Part L Workshops*. The Tropenbos Foundation, Wageningen. 275 p.
- Ekpo, F.E., Asuquo, M.E.** (2012) Agroforestry Practice as Adaptation Tools to Climate Change Hazards in Itu Lga, Akwa Ibom State, Nigeria. *Glob. J. Hum. Soc. Sci. Geogr. Environ. Geosci.* **12**(11), 27-36.
- Enquist, B.J., Brown, J.H., West, G.B.** (1998) Allometric scaling of plant energetics and population density. *Nature*, **395**, 163–165.
- FAO** (2004) *Carbon sequestration in dryland soils. Food and Agriculture Organization, Rome Italy. 108 p.*
- FAO** (2003) *Gestion de la fertilité des sols pour la sécurité alimentaire en Afrique subsaharienne, Rome, 66p.*
- FAO** (2002) *La séquestration du carbone dans le sol pour une meilleure gestion des terres, Rome, 59p.*
- Fearnside, P.M.** (2000) Global warming and tropical land- use change: Greenhouse gaz emission from biomass burning, decomposition ans soils in forest conversion, shifting cultivation and secondary vegetation. *Clim. Change*, **46**, 115–158.
- Fehrmann, L., Kleinn, C.** (2006) General considerations about the use of allometric

equations for biomass estimation on the example of Norway spruce in central Europe. *For. Ecol. Manage.*, **236**, 412–421.

- Fischer, C., Kleinn, C., Fehrmann, L., Fuchs, H., Panferov, O.** (2011) Forest Ecology and Management A national level forest resource assessment for Burkina Faso – A field based forest inventory in a semiarid environment combining small sample size with large observation plots. *For. Ecol. Manage.*, **262**, 1532–1540.
- Flombaum, P., Sala, O.E.** (2007) A non-destructive and rapid method to estimate biomass and aboveground net primary production in arid environments. *J. Arid Environ.*, **69**, 352–358.
- Follett, R.F., Reed, D. a.** (2010) Soil Carbon Sequestration in Grazing Lands: Societal Benefits and Policy Implications. *Rangel. Ecol. Manag.*, **63**, 4–15.
- Fontes, J., Guinko, S.** (1995) *Carte de la végétation et de l'occupation du sol du Burkina Faso. Notice explicative. Ministère de la coopération française. Projet Campus. Coopération.*, Toulouse: Projet Campus.
- Fynn, R.W.S., Haynes, R.J., O'Connor, T.G.** (2003) Burning causes long-term changes in soil organic matter content of a South African grassland. *Soil Biol. Biochem.*, **35**, 677–687.
- Gang, H., Xue-yong, Z., Yu-qiang, L., Jian-yuan, C.** (2012) Restoration of shrub communities elevates organic carbon in arid soils of northwestern China. *Soil Biol. Biochem.*, **47**, 123–132.
- Gao, Y.Z., Giese, M., Lin, S., Sattelmacher, B., Zhao, Y., Brueck, H.** (2008) Belowground net primary productivity and biomass allocation of a grassland in Inner Mongolia is affected by grazing intensity. *Plant Soil*, **307**, 41–50.
- Garrity, D.** (2004) Agroforestry and the achievement of the millennium development goals. *Agrofor. Syst.*, **61**, 5–17.
- Gattinger, A., Muller, A., Haeni, M., et al.** (2012) Enhanced top soil carbon stocks under organic farming. *PNAS*, **109(44)**, 18226-18231.
- Gebre Kirstos, A., Noordwijk, M. van, Neufeldt, H., Mitlöhner, R.** (2011) Relationships of stable carbon isotopes, plant water potential and growth: An approach to assess water use efficiency and growth strategies of dry land agroforestry species. *Trees*, **25**, 95–102
- Gibbs, H.K., Brown, S., Niles, J.O., Foley, J.A.** (2007) Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environ. Res. Lett.* **2** 045023. [dx.doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023](https://doi.org/10.1088/1748-9326/2/4/045023)
- GIEC** (2007) *Bilan 2007 des Changements Climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Équipe de rédaction, Pachauri, R.K. et*

- Reisinger, A. (publié sous la direction de ~). GIEC, Genève, Suisse, 103p.
- GIEC** (2002). *Document technique V du GIEC sur les changements climatiques et la biodiversité*, [Équipe de rédaction, Gitay, H., Suarez, A., Watson, R.T. et Dokken D.J. (publié sous la direction de Watson, R.T.)]. GIEC, Genève, Suisse, 89p
- GIEC** (2006) *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre*, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. et Tanabe K. (eds). Publié : IGES, Japon.
- Grieu, P., Aussenac, G.** (1988) Croissance et développement du système racinaire de semis de trois espèces de conifères: *Pseudotsuga menziesii*, *Pseudotsugamacrocarpa* et *Cedrus atlantica*. *Ann. Sci. For.*, **45**, 117–124.
- Grinand, C.** (2010) *Développement d'une méthode de spatialisation des stocks de carbone dans le sol à l'échelle régionale. Application à un projet REDD à Madagascar. Lettre de mission*, Madagascar.
- Groot, J.J.R., Traoré, M., Koné, D.** (1998) Description du système racinaire de trois espèces fourragères en zone soudano-sahélienne: *Andropogon gayanus*, *Vigna unguiculata* et *Stylosanthes hamata*. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **2** (2), 106–119.
- Guira, M.** (1997) *Etude de la phénologie et de la variabilité de quelques caractères chez le karité, Butyrospermum paradoxum subsp. Parkii (G.Don) Hepper (Sapotaceae) dans les champs et les jeunes jachères dans la moitié ouest du Burkina Faso*. Thèse de doctorat 3ème cycle, Université de Ouagadougou, Burkina Faso.
- Haghighi, F., Gorji, M., Shorafa, M.** (2010) A study of the effects of land use changes on soil physical properties and organic matter. *L. Degrad. Dev.*, **502**, 496–502.
- Hairiah, K., Dewi, S., Agus, F., Velarde, S., Ekadinata, A., Rahayu, S., Noordwijk, M. van** (2010) *Measuring Carbon Stocks Across land use systems*, Bogor, Indonesia, World Agroforestry centre, SEA Regional Office, 155 p.
- Han, G., Hao, X., Zhao, M., Wang, M., Ellert, B.H., Willms, W., Wang, M.** (2008) Effect of grazing intensity on carbon and nitrogen in soil and vegetation in a meadow steppe in Inner Mongolia. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **125**, 21–32.
- Hanan, N.P., Kabat, P., Dolman, A.J., Elbers, J.A.** (1998) Photosynthesis and carbon balance of a Sahelian fallow savanna. *Glob. Chang. Biol.*, **4**, 523–538.
- Hanson, D.L., Steenhuis, T.S., Walter, M.F., Boll, J.** (2004) Effects of soil degradation and management practices on the surface water dynamics in Talgua river watershed in Honduras. *L. Degrad. Dev.*, **381**, 367–381.
- Hasen-Yusuf, M., Treydte, A.C., Abule, E., Sauerborn, J.** (2013) Predicting aboveground biomass of woody encroacher species in semi-arid rangelands,

- Ethiopia. *J. Arid Environ.*, **96**, 64–72.
- Henry, M., Picard, N., Trotta, C., Manlay, R.J., Valentini, R., Bernoux, M., Saint-andré, L.** (2011) Estimating Tree Biomass of Sub-Saharan African Forests: a Review of Available Allometric Equations. *Silva Fenn.*, **45**, 93.
- Hien, E., Ganry, F., Oliver, R.** (2006) Carbon Sequestration in a Savannah Soil in Southwestern Burkina as Affected by Cropping and Cultural Practices. *Arid L. Res. Manag.*, **20**, 133–146.
- Higgins, S.I., Bond, W.J., February, E.C., et al.** (2007) Effects of four decades of fire manipulation on woody vegetation structure in Savanna. *Ecology*, **88**, 1119–25.
- Hofstad, O.** (2005) Review of biomass and volume functions for individual trees and shrubs in southeast Africa. *J. Trop. For. Sci.*, **17**, 151–162.
- Houghton, B.R.A., Woods, T., Box, P.O., Hole, W.** (1999) The annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use 1850 – 1990 *. *Tellus*, **51B**, 298–313.
- Houghton, R. A.** (2004) Tropical deforestation as a source of greenhouse gas emissions. In: Moutinho, P., Schwartzman, S. (eds). *Tropical Deforestation and Climate Change*. Brazil, pp. 13–21.
- INSD** (2007) *Analyse des résultats de l'enquête annuelle sur les conditions de vie des ménages en 2007: Institut National de la Statistique et de la Démographie, Ministère de l'Économie et des Finances*.
- IPCC** (2007) *Land use, Land-use Change, and Forestry*. In Watson, R. T., R.Noble, I., Bolin, B., Ravindranath, N. H., Verardo, D.J., Dokken, D.J. (Eds.), *A special report of the IPCC*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 375p .
- Iversen, P., Lee, D., Rocha, M.** (2014) *Comprendre l'utilisation des terres dans la CCNUCC*, 78p.
- Jacobs, M.J., Schloeder, C.A.** (2002) Fire frequency and species associations in perennial grasslands of south-west Ethiopia. *Afr. J. Ecol.*, **40**, 1–9.
- Jain, T.B., Gould, W.A., Graham, R.T., Pilliod, D.S., Lentile, L.B., Gonza, G., America, N.** (2008) A Soil Burn Severity Index for Understanding Soil-fire Relations in Tropical Forests. *Ambio.*, **37** (7-8), 563–568.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D.W., Minkinen, K., Byrne, K. A.** (2007) How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, **137**, 253–268.
- Jemai, I., Guirat, S.B., Aissa, N.B. and Gallali, N.J.T.** (2011) Effet de l'amendement par fumier de ferme et par compost d'ordures ménagères sur la restauration d'un sol argileux de plaine sous climat semi-aride tunisien. *Étude Gest. des Sols*, **18**,

271–286.

- Pallo, F.J.P.** (2001) Effets des feux sur la matière organique des sols des forêts naturelles dans la région centre-ouest du Burkina Faso. In CNRST, SLU, and Uppsala, (eds.) *Aménagement intégré des forêts naturelles des zones tropicales sèches de l'Afrique de l'Ouest*. Uppsala: CNRST SLU Uppsala, pp. 187–198.
- Pallo, J.F., Sawadogo, N., Sawadogo, N., Sedogo, M.P., Assa, A.** (2008) Statut de la matière organique des sols dans la zone sud- soudanienne au Burkina Faso. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* **12**(3), 291–301.
- Jenkins, J.C., Chojnacky, D.C., Heath, L.S., Birdsey, R.A.** (2003) *Comprehensive Database of Diameter-based Biomass Regressions for North American Tree Species* U. F. SERVICE, ed., USDA FOREST SERVICE.
- Johnson, L.C., John, R.M.** (2001) Fire and grazing regulate belowground processes in tallgrass prairie. *Ecologicaly*, **82**, 3377– 3389.
- Jones, W.M., Fraser, L.H., Curtis, P.J.** (2011) Plant community functional shifts in response to livestock grazing in intermountain depressional wetlands in British Columbia, Canada. *Biol. Conserv.*, **144**, 511–517.
- Jose, S., Bardhan, S.** (2012) Agroforestry for biomass production and carbon sequestration: an overview. *Agrofor. Syst.*, **86**, 105–111.
- Kaboré, C.** (2005) *Aménagement des forêts au Sahel: Point sur vingt années de pratiques au Burkina Faso*.
- Kalame, F.B., Nkem, J., Idinoba, M.** (2009) Matching national forest policies and management practices for climate change adaptation in Burkina Faso and Ghana. *Mitig Adapt Strateg Glob Chang.*, **14**, 135–151.
- Kalinganire, A., Kaya, B., Niang, A., Kindt, R., Muraya, P., Coe, R.** (2006) *Caractérisation de la biodiversité ligneuse dans les zones en marge du désert: Manuel de procédures.*, Nairobi: World Agroforestry center (ICRAF).
- Kaonga, M.L., Bayliss-Smith, T.P.** (2009) Allometric models for estimation of aboveground carbon stocks in improved fallows in eastern Zambia. *Agrofor. Syst.*, **78**, 217–232.
- Karlson, M., Reese, H. and Ostwald, M.** (2014) Tree crown mapping in managed woodlands (Parklands) of semi-arid West Africa using WorldView-2 imagery and Geographic Object Based image analysis. *Sensors*, **14**, 22643–22669.
- Keane, R.E., Agee, J.K., Fulé, P., Keeley, J.E., Key, C., Kitchen, S.G., Miller, R., Schulte, L.A.** (2008) Ecological Effects of Large Fires on U.S. Landscapes: Benefit or Catastrophe? *Int. J. Wildl. Fire*, **17**, 696–712.
- Keeley, J.E., Fotheringham, C.J.** (2001) History and management of crown-fire

- ecosystems: A summary and response. *Conserv. Biol.*, **15**, 1561–1567.
- King, K.J., Ligt, R.M., Cary, G.J.** (2011) Fire and carbon dynamics under climate change in south-eastern Australia: insights from FullCAM and FIRESCAPE modelling. *Int. J. Wildl. Fire*, **20**, 563.
- Kitchen, D.J., Blair, J.M., Callaham, M. a.** (2009) Annual fire and mowing alter biomass, depth distribution, and C and N content of roots and soil in tallgrass prairie. *Plant Soil*, **323**, 235–247.
- Klumpp, K., Soussana, J.-F., Falcimagne, R.** (2007) Effects of past and current disturbance on carbon cycling in grassland mesocosms. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **121**, 59–73.
- Koala, J.** (2009) *Reponses physiologiques de quelques espèces ligneuses au gradient climatique Nord-Sud du Burkina Faso*. Mémoire de DEA, Université de Ouagadougou.
- Koala, J., Savadogo, P., Zida, D., Mohammed, S., Sawadogo, L., Nacro, H.B.** (2014) Cumulative effects of 20 years of fire, grazing and selective tree cutting on soil water infiltration in sudanian savannawoodland ecosystem of West Africa. *Int. J. Biol. Chim. Sci.*, **8**, 2424–2440.
- Koala, J., Sawadogo, L., Savadogo, P., Zida, D., Aynekulu, E., Saïd, M., Nacro, H.B.** (2015) Cumulative effects of 20 years of livestock grazing, prescribed early fire and selective tree cutting on belowground biomass in sudanian savanna woodland. *Int. J. Curr. Res.*, **7**, 13603–13613.
- Kok, K., Biggs, R., Zurek, M.** (2007) Methods for developing multiscale participatory scenarios: insights from southern Africa and Europe. *Ecol. Soc.*, **12**, 8, <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art8/>.
- Kölbl, A., Steffens, M., Wiesmeier, M., et al.** (2011) Grazing changes topography-controlled topsoil properties and their interaction on different spatial scales in a semi-arid grassland of Inner Mongolia, P.R. China. *Plant Soil*, **340**, 35–58.
- Konôpka, B., Pajtík, J., Moravčík, M., Lukac, M.** (2010) Biomass partitioning and growth efficiency in four naturally regenerated forest tree species. *Basic Appl. Ecol.*, **11**, 234–243.
- Konopka, B., Pajtik, J., Seben, V., Lukac, M.** (2011) Belowground biomass functions and expansion factors in high elevation Norway spruce. *Forestry*, **84**, 41–48.
- Krishnamuthy, L., Zaman-Allah, M., Marimuthu, S., Wani, S.P., Rao, A.V.R.K.** (2012) Root growth in *Jatropha* and its implications for drought adaptation. *Biomass and Bioenergy*, **39**, 247–252.
- Kumar, B.M., Nair, P.K.R.** (2011) *Carbon sequestration potential of agroforestry systems: Opportunities and challenges*. In: Kumar B.M., Nair, P.K.R.

- (eds). *Advances in Agroforestry V8*, Springer science+Business Media B.V.
- Kuyah, S., Dietz, J., Muthuri, C., Jamnadass, R., Mwangi, P.** (2012a) Allometric equations for estimating biomass in agricultural landscapes :I. Aboveground. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **158**, 216–224.
- Kuyah, S., Dietz, J., Muthuri, C., Jamnadass, R., Mwangi, P., Coe, R., Neufeldt, H.** (2012b) Allometric equations for estimating biomass in agricultural landscapes: II. Belowground biomass. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **158**, 225–234.
- Kuyah, S., Muthuri, C., Jamnadass, R., Mwangi, P., Neufeldt, H., Dietz, J.** (2012c) Crown area allometries for estimation of aboveground tree biomass in agricultural landscapes of western Kenya. *Agrofor. Syst.* **86(2)**, 267-277
- Kuyah, S., Sileshi, G.W., Njoloma, J., Mng'omba, S., Neufeldt, H.** (2014) Estimating aboveground tree biomass in three different miombo woodlands and associated land use systems in Malawi. *Biomass and Bioenergy*, **66**, 214–222.
- Ky-Dembélé, C., Tigabu, M., Bayala, J., Ouédraogo, S.J. and Odén, P.C.** (2007) The relative importance of different regeneration modes for the restoration of selectively cut savanna-woodland in Burkina Faso, West Africa. *For. Ecol. Manage.*, **243**, 28–38
- Ky-dembele, C., Tigabu, M., Bayala, J., Savadogo, P., Boussim, I.J., Odén, P.C.** (2010) Clonal Propagation of *Detarium microcarpum* from Root Cuttings. *Silva Fenn.*, **44**, 775–786.
- Lal, R.** (2011) Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. *Food Policy*, **36**, Supplement 1(0), S33–S39.
- Lal, R.** (2002) Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environ. Pollut.*, **116**, 353–62.
- Lal, R.** (2004) Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science*, **304**, 1623–7.
- Lamien, N., Lingani-Coulibaly, P., & Traore-Gue, J.** (2009). Importance of Local Fruits Consumption in Diet Balance in Burkina Faso, West Africa. In: *Jaenicke et al. (eds). Proc. IS on Underutilized plants. Acta Hort. 806.* pp203–208.
- Lamien, N., Tigabu, M., Guinko, S., Oden, P.C.** (2006) Variations in dendrometric and fruiting characters of *Vitellaria paradoxa* populations and multivariate models for estimation of fruit yield. *Agrofor. Syst.*, **69**, 1–11.
- Landell-Mills, N., Porras, I.** (2002) *Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor.* London UK: *International Institute for Environment and Development (IIED).*
- Lee, J., Hopmans, J.W., Rolston, D.E., Baer, S.G., Six, J.** (2009) Determining soil

- carbon stock changes: Simple bulk density corrections fail. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **134**, 251–256.
- Limb, R.F., Fuhlendorf, S.D., Engle, D.M., Kerby, J.D.** (2011) Growing-Season Disturbance in Tallgrass Prairie: Evaluating Fire and Grazing on *Schizachyrium scoparium*. *Rangel. Ecol. Manag.*, **64**, 28–36.
- Lipper, L., Dutilly-Diane, C., McCarthy, N.** (2010) Supplying Carbon Sequestration From West African Rangelands: Opportunities and Barriers. *Rangel. Ecol. Manag.*, **63**, 155–166.
- Lisein, J., Pierrot-Deseilligny, M., Bonnet, S., Lejeune, P.** (2013) A Photogrammetric Workflow for the Creation of a Forest Canopy Height Model from Small Unmanned Aerial System Imagery. *Forests*, **4**, 922–944.
- Little, P.D., Mcpeak, J., Barrett, C.B., Kristjanson, P.** (2008) Challenging Orthodoxies : Understanding Poverty in Pastoral Areas of East Africa. *Development and Change*, **39**(4), 587–611.
- Liu, J., Mooney, H., Hull, V., Davis, S.J., Gaskell, J., Hertel, T. et al** (2015) Systems integration for global sustainability. *Science* **347** (6225), DOI:10.1126/science.1258832 ,
- Liu, J.J., Urano, T., Mariko, S., Oikawa, T.** (2005) Influence of grazing pressures on belowground productivity and biomass in Mongolia Steppe. *Acta Bot. Boreal.-Occident. Sin.*, **187**, 88–93.
- Logbo, J., Bada, F., Gnancadja, L.S., Ameglio, T., Akpo, E.** (2011) Estimation de la biomasse racinaire en fonction de la teneur en eau du sol chez les espèces sahéliennes : cas d'*Acacia tortilis* (Forsk .) *Hayne* ssp . *A. raddiana* (Savi) Brenand et de *Balanites aegyptiaca* (L) Del , en station et en milieu naturel. *Int. J. Biol. Chim. Sci.*, **5**, 94–110.
- Lu, D., Batistella, M., Moran, E.** (2005) Satellite Estimation of Aboveground Biomass and Impacts of Forest Stand Structure. *Photogramm. Eng. Remote Sens.*, **71**, 967–974.
- Ludwig, B., Khanna, P., Bauhus, J., Hopmans, P.** (2002) Near infrared spectroscopy of forest soils to determine chemical and biological properties related to soil sustainability. *For. Ecol. Manage.*, **171**, 121–132.
- Luedeling, E., Neufeldt, H.** (2012) Carbon sequestration potential of parkland agroforestry in the Sahel. *Clim. Change*, **115**, 443–461.
- Lufafa, A., Diédhiou, I., Ndiaye, N. a. S., Séné, M., Kizito, F., Dick, R.P., Noller, J.S.** (2009) Allometric relationships and peak-season community biomass stocks of native shrubs in Senegal's Peanut Basin. *J. Arid Environ.*, **73**, 260–266.
- Lufafa, A., Diédhiou, I., Samba, S. a. N., Séné, M., Khouma, M., Kizito, F., Dick,**

- R.P., Dossa, E., Noller, J.S.** (2008) Carbon stocks and patterns in native shrub communities of Senegal's Peanut Basin. *Geoderma*, **146**, 75–82.
- Lykke, A.M., Barfod, A.S., Svendsen, G.T., Greve, M., Svenning, J.-C.** (2009) Climate change mitigation by carbon stock – the case of semi-arid West Africa. IOP Conference Series: *Earth Environ. Sci.*, **8**, 012004.
- Makundi, W.R., Sathaye, J.A.** (2004) GHG mitigation potential and cost in tropical forestry—Relative role for agroforestry. *Environ. Dev. Sustain.*, **6**, 235–260.
- Martin, D. A., Moody, J.A.** (2001) Comparison of soil infiltration rates in burned and unburned mountainous watersheds. *Hydrol. Process.*, **15**, 2893–2903.
- Massada, A.B., Carmel, Y., Tzur, G.E., Grünzweig, J.M., Yakir, D.** (2006) Assessment of temporal changes in aboveground forest tree biomass using aerial photographs and allometric equations. *Can. J. For. Res.*, **36**, 2585–2594.
- Mccarthy, N., Kamara, A., & Kirk, M.** (2001). *The effect of environmental variability on livestock and land use management: The Borana plateau, southern Ethiopia*. Report no.75, 41p.
- McNaughton, A.S.J., Banyikwa, F.F., McNaughton, M.M.** (1998) Root Biomass and Productivity in a Grazing Ecosystem : The Serengeti. *Ecology*, **79**, 587–592.
- MEDD** (2012) *REDD Preparation plan*, Ouagadougou, Burkina Faso, 141p.
- MEE** (1996) *Programme National d'aménagement des forêts*, Ministère de l'Environnement et de l'Eau, Ouagadougou, Burkina Faso.
- Melson, S.L., Harmon, M.E., Fried, J.S., Domingo, J.B.** (2011) Estimates of live-tree carbon stores in the Pacific Northwest are sensitive to model selection. *Carbon Balance Manag.*, **6**, 1–16.
- Michaelowa, A., Jotzo, F.** (2005) Transaction costs, institutional rigidities and the size of the clean development mechanism. *Energy Policy*, **33**, 511–523.
- Miesel, J.R., Boerner, R.E.J., Skinner, C.N.** (2011) Soil nitrogen mineralization and enzymatic activities in fire and fire surrogate treatments in California. *Can. J. Soil Sci.*
- Milchunas, D.G., Lauenroth, W.K.** (1993) A quantitative assessment of the effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecol. Monogr.*, **63**, 327–366.
- Mitlöhner, R.** (1997) Using trees as indicators of environmental conditions by measuring their internal water status. *Plant Res. Dev.*, **45**, 34–50.
- Mokany, K., Raison, R.J., Prokushkin, A.S.** (2006) Critical analysis of root : shoot ratios in terrestrial biomes. *Glob. Chang. Biol.*, **12**, 84–96.
- Moritz, M.A.** (2003) Spatiotemporal analysis of controls on shrubland fire regimes: Age

- dependency and fire hazard. *Ecology*, **84**, 351–361.
- Murthy, K.I., Gupta, M., Tomar, S., Munsi, M., Tiwari, R., Hegde, G., Ravindranath, N.** (2013) Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems in India. *J. Earth Sci. Clim. Change*, **04**, 1–7.
- Murty, D., Kirschbaum, M.U., McMurtrie, R.E., McGilvray, H.** (2002) Does conversion of forest to agricultural land change soil and nitrogen? A review of the literature. *Glob. Chang. Biol.*, **8**, 105– 123.
- Nair, P. K. R., Nair, V. D., Kumar, B. M., & Showalter, J. M.** (2010). Carbon Sequestration in Agroforestry Systems. *Advances in Agronomy*, **108**, 237–307. [http://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)08005-3](http://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)08005-3)
- Nair, R.K.P., Kumar, M.B., Vimala, D.N.** (2009) Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, **172**, 10–23.
- Nair, R.K.P., Shepherd, K.D.** (2012) Land Health Surveillance: Mapping Soil Carbon in Kenyan rangelands. In *Nair P.K.R., Garrity D. (eds), Agroforestry-The Future of global Land Use, Advances in Agroforestry 9*.
- Ndo, P.** (2014) *Influence du droit de propriété foncière sur la biodiversité des parcs agroforestiers nord soudanien : cas du terroir de Tiogo. Mémoire de fin d'étude Matroukou, Bobo Dioulasso.*
- Neary, D.G., Klopatek, C.C., Debano, L.F., Ffolliott, P.F.** (1999) Fire effects on belowground sustainability : a review and synthesis. *For. Ecol. Manage.*, **122**, 51–71.
- Nouvellet, Y., Bellefontaine, R., Sawadogo, L.** (1995) Recherches sylvicoles relatives à l'aménagement des forêts sèches. In: *IUFRO. XX Congrès Mondial 6-12 août 1995. Tempere, Finland.*
- Nouvellet, Y., Kassambara, A., Besse, F.** (2006) Le parc à Karités au Mali: inventaire, volume, houpier et production fruitière. *Bois et Forêts des Tropiques*, **287**, 5–20.
- Nygård, R., Elfving, B.** (2000) Stem basic density and bark proportion of 45 woody species in young savanna coppice forests in Burkina Faso. *Ann. For. Sci.*, **57**, 143–153.
- Nygård, R., Sawadogo, L., Elfving, B.** (2004) Wood-fuel yields in short-rotation coppice growth in the north Sudan savanna in Burkina Faso. *For. Ecol. Manage.*, **189**, 77–85.
- OCDE** (2010) *Panorama sur les politiques agricoles des pays de l'OCDE.*
- Ohnson, L.O.C.J.** (2001) Fire and grazing regulate belowgroun processes in tallgrass prairie. , **82**, 3377–3389.
- Ojima, D.S., Schimel, D.S., Parton, W.J., Owensby, C.E.** (1994) Long- and short-term

- effects of fire on nitrogen cycling in tallgrass prairie. *Biogeochemistry*, **24**, 67–84.
- Oluwole, F.A., Sambo, J.M., Sikhalazo, D.** (2008) Long-term effects of different burning frequencies on the dry savannah grassland in South Africa. *African J. Agric. Res.*, **3**, 147–153.
- Ostertag, R.** (1998) Belowground effects of canopy gaps in a tropical wet forest. *Ecology*, **79**, 1294–1304.
- Pagiola, S., Arcenas, A., Platais, G.** (2005) Can Payments for Environmental Services Help Reduce Poverty? An Exploration of the Issues and the Evidence to Date from Latin America. *World Dev.*, **33**, 237–253.
- Parker, C., Mitchell, A., Trivedi, M., Mardas, N.** (2009) *Le Petit Livre du REDD. Guide de propositions gouvernementales et non gouvernementales visant à réduire les émissions liées à la déforestation et à la dégradation de la forêt*. Oxford, UK: Global Canopy Programme.
- Peichl, M., Arain, M.A.** (2007) Allometry and partitioning of above- and belowground tree biomass in an age-sequence of white pine forests. *For. Ecol. Manage.*, **253**, 68–80.
- Peichl, M., Leava, N.A., Kiely, G.** (2011) Above and belowground ecosystem biomass, carbon and nitrogen allocation in recently afforested grassland and adjacent intensively managed grassland. *Plant Soil*, **350**, 281–296.
- Peltier, R., Forkong, C.N., Ntoupka, M., Manlay, R., Henry, M., Morillon, V.** (2007) Évaluation du stock de carbone et de la productivité en bois d'un parc à karités du Nord-Cameroun. *Bois et Forêts des Tropiques*, **294**, 39–50.
- Pereira, P., Ubeda, X., Martin, D., Mataix-solera, J., Guerrero, C.** (2011) Effects of a low severity prescribed fire on water-soluble elements in ash from a cork oak (*Quercus suber*) forest located in the northeast of the Iberian Peninsula. *Environ. Res.*, **111**, 237–247.
- Perez, C., Roncoli, C., Neely, C., Steiner, J.L.** (2007) Can carbon sequestration markets benefit low-income producers in semi-arid Africa? Potentials and challenges. *Agric. Syst.*, **94**, 2–12
- Petersson, H., Ståhl, G.** (2006) Functions for below-ground biomass of *Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Betula pendula* and *Betula pubescens* in Sweden. *Scand. J. For. Res.*, **21**, 84–93.
- Picard, N., Henry, M.** (2012) *Manual for building tree volume and biomass allometric equations* CIRAD and FAO, ed., Montpellier: CIRAD et FAO.
- Pietola, L., Horn, R., Yli-Halla, M.** (2004) Effects of trampling by cattle on the hydraulic and mechanical properties of soil. *Soil Tillage Res.*, **82**, 99–108.

- Piñeiro, G., Paruelo, J.M., Oesterheld, M., Jobbágy, E.G.** (2010) Pathways of Grazing Effects on Soil Organic Carbon and Nitrogen. *Rangel. Ecol. Manag.*, **63**, 109–119.
- Ping, X., Zhou, G., Zhuang, Q., Wang, Y., Zuo, W., Shi, G., Lin, X., Wang, Y.** (2010) Effects of sample size and position from monolith and core methods on the estimation of total root biomass in a temperate grassland ecosystem in Inner Mongolia. *Geoderma*, **155**, 262–268.
- Pitman, A. J., Noblet-Ducoudré, N. de, Avila, F.B., et al.** (2012) Effects of land cover change on temperature and rainfall extremes in multi-model ensemble simulations. *Earth Syst. Dyn. Discuss.*, **3**, 597–641.
- Polasky, S., Nelson, E., Pennington, D., Johnson, K.A.** (2011) The Impact of Land-Use Change on Ecosystem Services, Biodiversity and Returns to Landowners: A Case Study in the State of Minnesota. *Environ. Resour. Econ.*, **48**, 219–242.
- Ponce-Hernandez, R., Koohafkan, P., Antoine, J.** (2004) *Assessing carbon stocks and modelling win-win scenarios of carbon sequestration through land-use changes*. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, Italy FAO, ed., Rome: FAO, 166 p.
- Port, U., Brovkin, V., Claussen, M.** (2012) The influence of vegetation dynamics on anthropogenic climate change. *Earth Syst. Dyn. Discuss.*, **3**, 485–522.
- Post, W.M., Kwon, K.C.** (2000) Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Glob. Chang. Biol.*, **6**, 317–327.
- Preez, C.C. du, Huyssteen, C.W. Van, Mnkeni, P.N.S.** (2011) Land use and soil organic matter in South Africa 1: A review on spatial variability and the influence of rangeland stock production. *S. Afr. J. Sci.*, **107**, 1–8.
- Pucheta, E., Bonamici, I., Cabido, M., Díaz, S.** (2004a) Below-ground biomass and productivity of a grazed site and a neighbouring ungrazed enclosure in a grassland in central Argentina. *Austral Ecol.*, **29**, 201–208.
- Pucheta, E., Bonamici, I., Cabido, M., Díaz, S.** (2004b) Below-ground biomass and productivity of a grazed site and a neighbouring ungrazed enclosure in a grassland in central Argentina. *Austral Ecol.*, **29**, 201–208.
- Randrianarison, M. L.** (2010). *Les paiements pour services environnementaux pour la protection de la biodiversité: Evaluation des “contrats de conservation” et des autres “incitations directes à la conservation” dans la région Est de Madagascar*. Thèse de Doctorat, L’Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l’Environnement - (AgroParisTech) et l’Université d’Antananarivo, 477p.
- Rao, K.P.C., Verchot, L. V., Laarman, J.** (2007) Adaptation to climate change through sustainable Management. *SAT eJournal*, **4**, 1–30.

- Rau, B.M., Johnson, D.W., Chambers, J.C., Blank, R.R., Lucchesi, A.** (2009) Estimating Root Biomass and Distribution After Fire in a Great Basin Woodland Using Cores and Pits. *West. North Am. Nat.*, **69**, 459–468.
- Reeder, J.D., Schuman, G.E.** (2002) Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. *Environ. Pollut.*, **116**, 457–63.
- Reid, R.S., Thornton, P.K., JMcCrabb, G., Kruska, R.L., Atieno, F., Jones, P.G.** (2004) Is it possible to mitigate greenhouse gas emissions in pastoral ecosystems of the tropics? *Environ. Dev. Sustain.*, **6**, 91–109.
- Ribeiro, N.S., Matos, C.N., Moura, I.R., Washington-Allen, R. A., Ribeiro, A.I.** (2013) Monitoring vegetation dynamics and carbon stock density in Miombo woodlands. *Carbon Balance Manage.*, **8**:11 doi:10.1186/1750-0680-8-11.
- Ribeiro, S.C., Fehrmann, L., Soares, C.P.B., Jacovine, L.A.G., Kleinn, C., Oliveira Gaspar, R. de** (2011) Above and belowground biomass in a Brazilian Cerrado. *For. Ecol. Manage.*, **262**, 491–499.
- Ribot, J.** (2000). *Historique de la gestion forestière en Afrique de l'Ouest. Ou : Comment la « science » exclut les paysans.* 20p
- Robert, M., Saugier, B.** (2004) Contribution des écosystèmes continentaux à la sequestration du carbone. *Edafologia*, **11**, 45–65.
- Roose, E., Barthe, B.** (2002) Aggregate stability as an indicator of soil susceptibility to runoff and erosion ; validation at several levels. *Catena*, **47**, 133–149.
- Roy, M.M., Teweri, J.C., Ram, M.** (2011) Agroforestry for climate change adaptations and livelihood improvement in India Hot Arid Regions. *Int. J. Agric. Crop Sci.*, **3**, 43–54.
- Rutt, R. L.** (2013). *Social Protection in REDD + Initiatives: A review. RFGI Working Paper No. 3.* 116 p
- Saboia, E., Davies, R.** (2010) *Summary of the Co-Chairs. Forest Investment Program Sub-Committee Meeting World Bank, Forest Investment Program.*
- Sadeghi, S.H.R., Vangah, B.G., Safaeian, N.A.** (2007) Comparison between effects of open grazing and manual harvesting of cultivated summer rangelands of northern Iran on infiltration, runoff and sediment yield. *Land Degr& Develop*, **18**: 608–620.
- Sanford, R.I.J.** (1990) Fine root biomass under light gap openings in an Amazon rain forest. *Oecologia*, **83**, 541–545.
- Savado, P.** (2007) *Dynamics of Sudanian Savanna-Woodland Ecosystem in Response to Disturbances.* PhD thesis, Swedish University of Agricultural Sciences,

Umeå, Sweden. 170p.

- Savadogo, P., Elfving, B.** (2007) Prediction models for estimating available fodder of two savanna tree species (*Acacia dudgeoni* and *Balanites aegyptiaca*) based on field and image analysis measures. *African J. Range Forage Sci.*, **24**, 63–71.
- Savadogo, P., Santi, S., Dayamba, S.D., Nacro, H.B., Sawadogo, L.** (2012) Seasonal variation in fire temperature and influence on soil CO₂ efflux, root biomass, and soil water properties in a Sudanian savanna–woodland, West Africa. *Soil Res.*, **50**, 195–206.
- Savadogo, P., Sawadogo, L., Tiveau, D.** (2007) Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **118**, 80–92.
- Savadogo, P., Tigabu, M., Sawadogo, L., Ode, P.C.** (2009) Herbaceous phytomass and nutrient concentrations of four grass species in Sudanian savanna woodland subjected to recurrent early fire. *Afr. J. Ecol.*, 699–710.
- Savadogo, P., Tigabu, M., Sawadogo, L., Odén, P.C.** (2009) Examination of multiple disturbances effects on herbaceous vegetation communities in the Sudanian savanna-woodland of West Africa. *Flora*, **204**, 409–422.
- Savadogo, P., Tigabu, M., Sawadogo, L., Odén, P.C.** (2007a) Woody species composition , structure and diversity of vegetation patches of a Sudanian savanna in Burkina Faso. *Bois Forêts des Tropiques.*, **294**, 5–20.
- Savadogo, P., Tiveau, D., Sawadogo, L., Tigabu, M.** (2008) Herbaceous species responses to long-term effects of prescribed fire, grazing and selective tree cutting in the savanna-woodlands of West Africa. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.*, **10**, 179–195.
- Savadogo, P., Zida, D., Sawadogo, L., Tiveau, D.** (2007b) Fuel and fire characteristics in savanna – woodland of West Africa in relation to grazing and dominant grass type. *Int. J. Wildl. Fire*, **16**, 531–539.
- Sawadogo, L.** (2006) *Adapter les approches de l'aménagement durable des forêts sèches aux aptitudes sociales, économiques et technologiques en Afrique: le cas du Burkina Faso*. Bogor, Indonesia: CIFOR, Ouagadougou, Burkina Faso, p141.
- Sawadogo, L.** (1996) *Evaluation des potentialités pastorales d'une forêt classée soudanienne du Burkina Faso. (Cas de la forêt classée de Tiogo)*. Thèse Doctorat 3ème Cycle. Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 127 p.
- Sawadogo, L.** (2009) *Influence de facteurs anthropiques sur la dynamique de la végétation des forêts classées de Laba et de Tiogo en zone soudanienne du Burkina Faso*. Thèse de Doctorat d'état, Université de Ouagadougou, Burkina Faso, 181p.

- Sawadogo, L., Nygård, R., Pallo, F.** (2002) Effects of livestock and prescribed fire on coppice growth after selective cutting of Sudanian savannah in Burkina Faso. *Ann. For. Sci.*, **59**, 185–195.
- Sawadogo, L., Savadogo, P., Tiveau, D., Dayamba, S.D., Zida, D., Nouvellet, Y., Oden, P.C., Guinko, S.** (2010a) Allométrique prediction of above -ground biomass of eleven woody tree species in the Sudanian savanna-woodland of West Africa. *J. For. Res.*, **21**, 475–481.
- Sawadogo, L., Savadogo, P., Tiveau, D., Dayamba, S.D., Zida, D., Nouvellet, Y., Oden, P.C., Guinko, S.** (2010b) Fire temperature and residence time during dry season burning in a Sudanian savanna-woodland of West Africa with implication for seed germination. *J. For. Res.*, **21**, 445–450.
- Sawadogo, L., Tiveau, D., Nygård, R.** (2005) Influence of selective tree cutting, livestock and prescribed fire on herbaceous biomass in the savannah woodlands of Burkina Faso, West Africa. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **105**, 335–345.
- Schelin, M., Tigabu, M., Eriksson, I., Sawadogo, L., Ode, P.E.R.C.** (2004) Predispersal seed predation in *Acacia macrostachya*, its impact on seed viability , and germination responses to scarification and dry heat treatments. *New Forest* **27**, 251–267.
- Sierra, C.A., Valle, J.I., Restrepo, H.I.** (2012) Total carbon accumulation in a tropical forest landscape. *Carbon Balance Manage.*, **7**, 1–13.
- Skjemstad, J., Baldock, J.A.** (2008) Total and organic carbon. In Carter, M. R., Gregorich, E. G. (eds). *Soil sampling and methods of analysis*. Soil Science Society of Canada, 225–238.
- Soto-Pinto, L., Anzueto, M., Mendoza, J., Jimenez-Ferrer, G., Jong, B.** (2010) Carbon sequestration through agroforestry in indigenous communities of Chiapas, Mexico. *Agroforest. Syst.*, **78**, 39–51.
- Stringer, L.C., Dougill, A. J., Thomas, A. D., et al.** (2012) Challenges and opportunities in linking carbon sequestration, livelihoods and ecosystem service provision in drylands. *Environ. Sci. Policy*, **19-20**, 121–135.
- Takimoto, A., Nair, P.K., Nair, D.V.** (2008) Carbon stock and sequestration potential of traditional and improved agroforestry systems in the West African Sahel. *Agric. , Ecosyst. Environ.*, **125**, 159–166.
- Tallis, H.T., Ricketts, T., Ennaanay, D., Nelson, E., Vigerstol, K., Mendoza, G., Et, A.** (2008) *INVEST 1.003 beta User's Guide*. Stanford: The Natural Capital Project,.
- Tavares, N., Antonio, L., Cássia, M. De, Ribeiro, R.** (2011) Nitrogen dynamics during ecosystem development in tropical forest restoration. *For. Ecol. Manage.*, **262**, 1551–1557.

- Taylor, P., Buczko, U., Kuchenbuch, R.O.** (2013) Spatial Distribution Assessment of Maize Roots by 3D Monolith Sampling. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **44**, 2127–2151.
- Taylor, P., Dipesh, K.C., Schuler, J.L.** (2013) Estimating Fine-Root Production and Mortality in the Biomass Plantations Estimating Fine-Root Production and Mortality in the Biomass Plantations. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, **44**, 2514–2523.
- Tiessen, H., Feller, C., Sampaio, E.V.S.B.** (1998) Carbon sequestration and turnover in Semiarid savannas and dry forest. *Clim. Change*, **40**, 105–117.
- Tieszen, L.L., Tappan, G.G., Tan, Z., Tachie-Obeng, E.** (2011) Land cover change, biogeochemical modelling of carbon stocks, and climate change in West Africa. *World Soil Resour. Reports*, 75–83.
- Tilman, D., Reich, P., Phillips, H., Menton, M., Patel, A., Vos, E., Peterson, D., Knops, J.** (2000) Fire Suppression and Ecosystem Carbon Storage. *Ecology*, **81**, 2680.
- Touré, A., Temgoua, E., Guenat, C., Elberling, B.** (2013) Land Use and Soil Texture Effects on Organic Carbon Change in Dryland Soils , Senegal. *Open Journal of Soil Science*, **3**, 253-262.
- Traoré, S., Lepage, M.** (2008) Effects of controlled livestock grazing and annual prescribed fire on epigeal termite mounds in a savannah woodland in Burkina Faso. *Insectes Soc.*, **55**, 183–189.
- Tschakert, P., Khouma, M., Sène, M.** (2004) Biophysical potential for soil carbon sequestration in agricultural systems of the Old Peanut Basin of Senegal. *J.Arid Environ.*, **59**, 511–533.
- Vägen, T.-G., Lal, R., Singh, B.R.** (2005) Soil carbon sequestration in sub-saharan Africa: A review. *L. Degrad. Dev.*, **16**, 53–71.
- Vågen, T.G., Winowiecki, L. A., Abegaz, A., Hadgu, K.M.** (2013) Landsat-based approaches for mapping of land degradation prevalence and soil functional properties in Ethiopia. *Remote Sens. Environ.*, **134**, 266–275.
- Valone, T.J., Meyer, M., Brown, J.H., Chew, R.M.** (2002) Timescale of perennial grass recovery in desertified arid grasslands following livestock removal. *Conserv. Biol.*, **16**, 995–1002.
- VandenBygaart, A J., Angers, D. A** (2006) Towards accurate measurements of soil organic carbon stock change in agroecosystems. *Can. J. Soil Sci.*, **86**, 465–471.
- Vega, J.A., Fonturbel, T., Jime, E., Ferna, C.** (2008) Immediate effects of prescribed burning, chopping and clearing on runoff, infiltration and erosion in a shrubland area in Galacia (NW SPAIN). *L. Degrad. Dev.*, **515**, 502–515.

- Verchot, L. V., Noordwijk, M., Kandji, S., et al.** (2007) Climate change: linking adaptation and mitigation through agroforestry. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.*, **12**, 901–918.
- Vieilledent, G., VAudry, R., Andriamanohisoa, S., Rakotonarivo, O.S., Randrianasolo, H.Z., Razafindrabe, H.N., Rakotoarivony, C.B., Ebeling, J., Rasamoelina, M.** (2012) A universal approach to estimate biomass and carbon stock in tropical forests using generic allometric models. *Ecol. Appl.*, **22**, 572–583.
- Vogt, K. A., Publicover, D. A., Bloomfield, J., Perez, J.M., Vogt, D.J., Silver, W.L.** (1993) Belowground responses as indicators of environmental change. *Environ. Exp. Bot.*, **33**, 189–205.
- Vogt, K.A., Vogt, D.J., Bloomfield, J.** (1998) Analysis of some direct and indirect methods for estimating root biomass and production of forests at an ecosystem level. *Plant and Soil* **200**, 71–89.
- Waisel, Y., Eshel, A., Kafkafi, U.,** (1996) *Plant roots: the hidden half*, Marcel Dekker, New York.
- Wang, C.** (2006) Biomass allometric equations for 10 co-occurring tree species in Chinese temperate forests. *For. Ecol. Manage.*, **222**, 9–16.
- Wang, S., Wilkes, A., Zhang, Z., Chang, X., Lang, R., Wang, Y., Niu, H.** (2011) Management and land use change effects on soil carbon in northern China's grasslands: A synthesis. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **142**, 329–340.
- Wilczynski, C.J., Pickett, S.T.** (1993) Fine root biomass within experimental canopy gaps: Evidence for a below-ground gap. *J. Veg. Sci.*, **4**, 571–574.
- Woomer, P.L., Touré, A., Sall, M.** (2004) Carbon stocks in Senegal's Sahel transition zone. *J. Arid Environ.*, **59**, 499–510.
- Wu, Y., Wu, J., Deng, Y.** (2011) Comprehensive assessments of root biomass and production in a *Kobresia humilis* meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau. *Plant Soil*, **338**, 497–510.
- Wuest, S.B.** (2005) Bias in Poned Infiltration Estimates Due to Sample Volume and Shape. *Vadose Zo. J.*, **4**, 1183–1190.
- Yan, Y., Tian, J., Fan, M., et al.** (2012) Soil organic carbon and total nitrogen in intensively managed arable soils. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **150**, 102–110.
- Yu, F., Kurdog, O.** (2010) The effects of land use changes and management types on surface protected area in Artvin, Turkey soil properties in Kafkaso. *L. Degrad. Dev.*, **590**, 582–590.
- Zhou, C., Zhou, Q., Wang, S.** (2003) Estimating and analyzing the spatial distribution of soil organic carbon in China. *Ambio*, **32**, 6–12.

- Zhou, Z.C., Gan, Z.T., Shangguan, Z.P., Dong, Z.B.** (2010) Effects of grazing on soil physical properties and soil erodibility in semiarid grassland of the Northern Loess Plateau (China). *Catena*, **82**, 87–91.
- Zianis, D.** (2008) Predicting mean aboveground forest biomass and its associated variance. *For. Ecol. Manage.*, **256**, 1400–1407.
- Zianis, D., Muukkonen, P., Mäkipää, R.** (2005) *Biomass and stem volume equations for tree species in Europe*, *Silva Fennica Monographs* **4**, 63p.
- Zida, D.** (2007) *Impact of forest management regimes on ligneous regeneration in the sudanian savanna of Birkina Faso*, *PhD thesis*, Swedish University of Agricultural Sciences, Umeå, Sweden. 130p.
- Zida, D., Sawadogo, L., Tigabu, M., Tiveau, D., Oden, P.** (2007) Dynamics of sapling population in savanna woodlands of Burkina Faso subjected to grazing, early fire and selective tree cutting for a decade. *For. Ecol. Manage.*, **243**, 102–115.
- Zida, D., Tigabu, M., Sawadogo, L., Tiveau, D., Ode, P.C.** (2008) Long-term effects of prescribed early fire, grazing and selective tree cutting on seedling populations in the Sudanian savanna of Burkina Faso. *Afr. J. Ecol.*, **47**, 97–108.
- Zuur, A., Leno, E., Walker, N., Saveliev, A., Smith, G.** (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York.

ANNEXES

Annexe 1: Articles et manuscrits émanant de cette thèse

Jonas KOALA, Patrice SAVADOGO, Didier ZIDA, Saïd MOHAMMED, Louis SAWADOGO and Hassan Bismarck NACRO, 2014. Cumulative effects of 20 years of fire, grazing and selective tree cutting on soil water infiltration in sudanian savanna-woodland ecosystem of West Africa. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 8(6): 2424-2440

Koala, J., Sawadogo, L., Savadogo, P., Zida, D., Aynekulu, E., Saïd, M. and Nacro, H.B. (2015) Cumulative effects of 20 years of livestock grazing, prescribed early fire and selective tree cutting on belowground biomass in sudanian savanna woodland. *Int. J. Curr. Res.*, 7, 13603–13613

Jonas Koala, Louis Sawadogo, Patrice Savadogo, Ermias Aynekulu, Janne Heiskanen, Mohammed Saïd. Allometric equations for belowground biomass of key woody species in West Africa savanna woodlands of Burkina Faso. **Soumis**

Zipporah Musyimi, Koala Jonas, Mohammed Yahya Said, Didier Zida, Thomas Udelhoven, Jan de Leeuw, Patrice Savadogo, Todd S. Rosenstock, Shem Kifugo, Louis Sawadogo, Augustine Ayantunde, Ermias Betemariam Aynekulu, Evaluating Carbon sequestration and its social value in a Sudanian ecosystem in Burkina Faso. **Soumis**

Jonas Koala, Louis Sawadogo, Patrice Savadogo, Hans Patterson, Ulf Soderberg Allometric models for estimating above- and below-ground biomass of *Vitellaria paradoxa* used in agroforestry parkland. Manuscrit

Annexe 2 : Images de la préparation (A & B) et appareils d'analyse du sol (C) au laboratoire du centre International de Recherches en Agroforesterie (ICRAF) à Nairobi au Kenya



Annexe 3 : Analyse de variances des effets du pâturage, du feu précoce et leurs interactions sur la concentration du carbone (g kg^{-1}) sur deux profondeurs de sol (0-20 cm et 20-50 cm) sur les sites de Laba (sols grossiers) et Tiogo (sols fins) au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

		0-20				20-50			
		ddl	F	P	η^2	ddl	F	P	η^2
Laba	Pâturage	1	0,17	0,683	0,00	1	0,01	0,940	0,00
	Feu précoce	1	0,79	0,380	0,02	1	1,21	0,277	0,03
	Feu x pâturage	1	0,96	0,332	0,02	1	0,10	0,751	0,00
Tiogo	Pâturage	1	0,51	0,481	0,01	1	0,11	0,743	0,00
	Feu précoce	1	0,16	0,687	0,00	1	1,25	0,269	0,03
	Feu x pâturage	1	0,05	0,830	0,00	1	0,53	0,472	0,01

Annexe 4: Analyse de variances des effets du pâturage, du feu précoce et leurs interactions sur le stock du carbone (t C ha⁻¹) sur deux profondeurs de sol (0-20 cm et 20-50 cm) sur les sites de Laba (sols grossiers) et Tiogo (sols fins) au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

		0-20				20-50			
		ddl	F	P	η ²	ddl	F	P	η ²
Laba	Pâturage	1	0,69	0,794	0,002	1	9,98	0,003	0,192
	Feu précoce	1	0,33	0,571	0,007	1	0,077	0,783	0,002
	Feu x pâturage	1	0,49	0,488	0,011	1	0,064	0,802	0,002
Tiogo	Pâturage	1	0,02	0,882	0,001	1	0,218	0,643	0,005
	Feu précoce	1	1,22	0,275	0,027	1	2,705	0,107	0,058
	Feu x pâturage	1	0,01	0,943	0	1	0,508	0,48	0,011

Annexe 5: Biomasse accumulée, incrément annuel et le taux d'accroissement de la biomasse aérienne sur des parcelles brûlées et non brûlées, pâturées et non pâturées et coupées et non coupées sur les sites de Laba et Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest.

	Laba			Tiogo		
	Biomasse accumulée	Taux d'accroissement	Incrément annuel	Biomasse accumulée	Taux d'accroissement	Incrément annuel
F	5,7	11,5	0,3	17,0	32,9	0,8
sF	25,2	52,1	1,3	21,1	42,1	1,1
C	10,1	21,1	0,5	16,2	33,3	0,8
sC	20,9	41,2	1,0	21,9	41,3	1,1
P	14,5	30,6	0,7	24,3	50,7	1,2
sP	16,5	32,2	0,8	13,8	25,6	0,7
F+C	-1,7	-4,0	-0,1	12,2	22,1	0,6
F+sC	13,2	23,5	0,7	21,8	45,2	1,1
sF+C	21,9	42,3	1,1	20,2	47,7	1,0
sF+sC	28,5	63,4	1,4	22,0	38,0	1,1
P+C	9,6	20,5	0,5	23,2	54,0	1,2
P+sC	19,3	40,4	1,0	25,5	48,0	1,3
sP+C	10,5	21,6	0,5	9,1	16,8	0,5
sP+sC	22,4	41,9	1,1	18,4	34,6	0,9
P+F	3,1	6,8	0,2	26,6	61,0	1,3
P+sF	25,8	53,0	1,3	22,1	42,1	1,1
sP+F	8,4	15,5	0,4	7,4	12,4	0,4
sP+sF	24,6	51,2	1,2	20,1	42,2	1,0
P+F+C	-5,7	-12,8	-0,3	23,3	53,2	1,2
P+F+sC	11,9	25,2	0,6	29,9	68,9	1,5
P+sF+C	25,0	50,7	1,2	23,1	54,8	1,2
P+sF+sC	26,7	55,4	1,3	21,0	33,5	1,0
sP+F+C	2,2	5,2	0,1	1,0	1,6	0,1
sP+F+sC	14,5	22,2	0,7	13,7	25,9	0,7
sP+sF+C	18,8	34,6	0,9	17,2	40,6	0,9
sP+sF+sC	30,3	72,7	1,5	23,0	43,4	1,2

Annexe 6 : Moyennes marginales estimées (Moy.) et intervalles de confiance (IC) de la biomasse des grosses racines (Gr), racines fines (Rf) et biomasse totale des racines dans des parcelles soumises aux effets principaux et cumulés du pâturage, feu précoce et la coupe sélective du bois dans le site de Laba au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

	Racines fines						Grosses racines						Biomasse racinaire totale					
	0-20			20-50			0-20			20-50			0-20			20-50		
	Moy (t ha ⁻¹)	IC à 95 %		Moy (t ha ⁻¹)	IC à 95 %		Moy (t ha ⁻¹)	IC à 95 %		Moy (t ha ⁻¹)	IC à 95 %		Moy (t ha ⁻¹)	IC à 95 %		Moy (t ha ⁻¹)	IC à 95 %	
		LI	LS		LI	LS		LI	LS		LI	LS		LI	LS		LI	LS
P	1,6	1,5	1,7	1,1	0,8	1,3	12,3	9,4	15,1	11,6	6,5	16,8	13,9	11,0	16,8	12,7	7,5	18,0
F	1,6	1,5	1,8	1,1	0,8	1,3	14,6	11,6	17,6	13,5	8,3	18,7	16,3	13,2	19,3	14,6	9,4	19,8
C	1,8	1,6	1,9	1,1	0,9	1,4	11,2	8,3	14,2	13,1	8,0	18,2	13,0	10,0	16,0	14,2	9,1	19,3
P+F	1,4	1,2	1,6	0,9	0,5	1,3	12,8	8,6	17,0	12,1	3,5	20,7	14,2	10,0	18,5	13,0	4,3	21,7
P+C	1,6	1,4	1,8	1,0	0,6	1,3	11,5	7,5	15,5	13,0	4,7	21,2	13,1	9,1	17,2	13,9	5,6	22,2
F+C	1,6	1,4	1,8	1,0	0,6	1,3	12,0	7,9	16,1	13,0	5,0	20,9	13,6	9,5	17,7	13,9	5,9	21,9
P+F+C	1,4	1,1	1,7	0,6	0,0	1,3	10,0	4,4	15,7	12,6	-1,2	26,5	11,4	5,7	17,1	13,3	-0,7	27,2
Témoin	2,2	1,9	2,4	1,3	0,9	1,6	16,1	10,6	21,6	21,0	13,5	28,5	18,3	12,8	23,8	22,3	14,7	29,8

Annexe 7 : Moyennes marginales estimées et intervalles de confiances (IC) de la biomasse des grosses racines (Gr), racines fines (Rf) et biomasse totale des racines dans des parcelles soumises aux effets principaux et cumulés du pâturage, feu précoce et la coupe sélective du bois dans le site de Tiogo au Burkina Faso, Afrique de l'ouest

Tiogo	Racines fines						Grosses racines						Biomasse racinaire totale					
	0-20			20-50			0-20			20-50			0-20			20-50		
	Moy (t/ha)	IC à 95 %		Moy (t/ha)	IC à 95 %		Moy (t/ha)	IC à 95 %		Moy (t/ha)	IC à 95 %		Moy (t/ha)	IC à 95 %		Moy (t/ha)	IC à 95 %	
		LI	LS		LI	LS		LI	LS		LI	LS		LI	LS		LI	LS
P	1,9	1,7	2,0	1,5	1,4	1,7	14,2	11,0	17,3	11,8	8,7	15,0	16,1	12,9	19,2	13,3	10,1	16,5
F	1,9	1,7	2,0	1,6	1,5	1,8	14,3	11,5	17,0	12,6	9,9	15,4	16,1	13,4	18,9	14,3	11,5	17,0
C	1,9	1,7	2,0	1,5	1,4	1,6	16,0	12,9	19,0	11,3	8,2	14,4	17,9	14,8	20,9	12,8	9,7	15,9
P+F	1,8	1,6	2,0	1,5	1,3	1,7	12,9	9,1	16,8	11,3	7,4	15,2	14,7	10,8	18,6	12,8	8,9	16,7
P+C	1,9	1,7	2,1	1,6	1,3	1,8	16,2	11,8	20,6	11,7	7,3	16,1	18,1	13,7	22,6	13,3	8,8	17,7
F+C	1,8	1,7	2,0	1,6	1,4	1,7	14,0	10,2	17,8	11,6	7,8	15,4	15,8	12,0	19,7	13,1	9,3	17,0
P+F+C	1,8	1,5	2,0	1,6	1,3	1,8	11,7	6,2	17,2	7,1	1,6	12,5	13,5	7,9	19,0	8,6	3,1	14,1
Témoin	2,0	1,7	2,2	1,4	1,2	1,7	15,1	9,6	20,6	8,1	2,6	13,6	17,1	11,6	22,6	9,5	4,0	15,0

Annexe 8 : Liste des espèces ligneuses (DHP >3 cm) recensées dans les dispositifs de Laba et Tiogo

Familles	Espèces	Laba	Tiogo
Agavaceae	<i>Baissea multiflora</i>	x	x
Anacardiaceae	<i>Heeria insignis</i>	x	x
	<i>Lannea acida</i>	x	x
	<i>Lannea microcarpa</i>	x	x
	<i>Lannea velutina</i>	x	x
	<i>Sclerocarya birrea</i>	x	x
Annonaceae	<i>Annona senegalensis</i>	x	x
Apocynaceae	<i>Holarrhena florinbunda</i>	x	x
	<i>Saba senegalensis</i>	x	x
Bignoniaceae	<i>Sterospermum kunthianum</i>	x	x
Bombacaceae	<i>Bombax costatum</i>	x	x
Burseraceae	<i>Boswellia dalzielii</i>		x
	<i>Cadaba farisona</i>	x	x
	<i>Maerua angolensis</i>	x	x
Capparaceae	<i>Boscia senegalensis</i>		x
	<i>Capparis sepiaria</i>	x	x
Ceasalpiniaceae	<i>Afzelia africana</i>	x	
	<i>Burkea africana</i>	x	
	<i>Cassia sieberiana</i>	x	x
	<i>Cassia singueana</i>	x	x
	<i>Daniellia oliveri</i>	x	
	<i>Detarium microcarpum</i>	x	x
	<i>Lonchocarpus laxiflorus</i>	x	x
	<i>Maytenus senegalensis</i>	x	x
	<i>Xerroderris stuhlmannii</i>	x	x
	<i>Piliostigma reticulatum</i>	x	x
	<i>Piliostigma thonningii</i>	x	x
	<i>Pterocarpus erinaceus</i>	x	x
	<i>Tamarindus indica</i>	x	x
Celastraceae	<i>Loeseneriellia africana</i>		x
Combretaceae	<i>Anogeissus leiocarpus</i>	x	x
	<i>Combretum acculeatum</i>		x
	<i>Combretum ghasalense</i>	x	x
	<i>Combretum glutinosum</i>	x	x
	<i>Combretum micranthum</i>	x	x
	<i>Combretum nigricans</i>	x	x
	<i>Combretum molle</i>	x	

Annexe 8: Liste des espèces ligneuses (DHP >3 cm) recensées dans les dispositifs de Laba et Tiogo (suite)

Familles	Espèces	Labá	Tiogo
Combretaceae	<i>Guiera senegalensis</i>	x	x
	<i>Pteleopsis suberosa</i>	x	x
	<i>Terminalia avicennioides</i>	x	x
	<i>Terminalia laxiflora</i>	x	x
	<i>Terminalia macroptera</i>	x	x
Ebenaceae	<i>Diospyros mespiliformis</i>	x	x
Euphorbiaceae	<i>Bridelia ferruginea</i>	x	x
	<i>Hymenocardia acida</i>	x	x
	<i>Securinea virosa</i>	x	x
Loganiaceae	<i>Strychnos innocua</i>	x	
	<i>Strychnos spinosa</i>	x	x
Meliaceae	<i>Khaya senegalensis</i>	x	x
	<i>Pseudocedrela kotschy</i>	x	x
	<i>Trichilia emetica</i>	x	
Mimosaceae	<i>Albizia chevaleri</i>	x	x
	<i>Acacia sieberana</i>		x
	<i>Acacia dudgeoni</i>	x	x
	<i>Albizia malacophylla</i>	x	
	<i>Acacia macrostachya</i>	x	x
	<i>Acacia pennata</i>	x	x
	<i>Acacia polyacantha</i>	x	x
	<i>Acacia seyal</i>	x	x
	<i>Dichrostachys cinerea</i>	x	x
	<i>Entada africana</i>	x	x
	<i>Parkia biglobosa</i>	x	x
	<i>Prosopis africana</i>	x	x
Moraceae	<i>Ficus cordata</i>		x
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	x	
Olacaceae	<i>Ximenia americana</i>	x	x
Opiliaceae	<i>Opilia celtidifolia</i>	x	x
Papilionaceae	<i>Afromosia laxiflora</i>	x	x
Polygalaceae	<i>Securidaca longepedunculata</i>	x	x
Rhamnaceae	<i>Ziziphus mauritiana</i>	x	x
	<i>Ziziphus mucronata</i>	x	x

[illegible]

Annexe 10: FICHE D'EVALUATION DE LA BIOMASSE AERIENNE ET SOUTERRAINE

Num. arbre : Coordonnée GPS : Type de sol : Densité des arbres : Date :

Diamètre 0,20 m : Diamètre 1,30 m : Hauteur : Houppier 1 : Houppier 2 :

Nombre de branches :Longueur du Fut :**Poids frais** échantillons : Tronc :Branches : Brindilles :feuilles :Racines :

Profondeur racines latérales : Profondeur racines pivotantes : **Poids secs** échantillons : Tronc : Branches : Brindilles : feuilles : Racines : ...[illegible]