

BURKINA FASO

UNITE-PROGRES-JUSTICE

MINISTERE DES ENSEIGNEMENTS SECONDAIRE ET SUPERIEUR (MESS)

UNIVERSITE POLYTECHNIQUE DE BOBO-DIOULASSO (UPB)

INSTITUT DU DEVELOPPEMENT RURAL (IDR)



MEMOIRE DE FIN DE CYCLE

Présenté en vue de l'obtention du

DIPLOME D'INGENIEUR DU DEVELOPPEMENT RURAL

Option: **Eaux et Forêts**

Thème :

***Perturbations écologiques et fonctionnement des écosystèmes savaniques:
banques de semences du sol et propriétés physico-chimiques du sol***

Présenté par **DLAWARA Sata**

Maître de stage: Dr. Patrice SAVADOGO

Directeur de mémoire: Pr. Hassan Bismarck NACRO

Co-directeur de mémoire: Dr. Sobère TRAORE

N° :..... /...../2012/E&F

Juillet 2012

DEDICACES

Je dédie ce mémoire de fin de cycle :

Au Seigneur Le Tout Puissant de m'avoir assisté lors de mon stage

*A mes très chers parents, DIAWARA Salif et DIAWARA Arabia pour leur amour, leur patience
et leurs encouragements, qu'ils trouvent ici le témoignage de ma profonde affection et
reconnaissance.*

A mes frères Fassiry, Zakaridia, Djibril et Louckmane,

A mes sœurs Mariam et Oumou Kloussoum,

A mon très cher cousin Salif DIAWARA,

A tous ceux qui m'ont soutenue.

REMERCIEMENTS

Ce présent mémoire est le fruit de dix mois de travail et a été rendu possible grâce à un financement du projet **Volkswagen Junior-Fellowship-Program** (code: **60420897**, Savadogo Dr. Patrice).

Il a été réalisé avec la contribution de plusieurs personnes qu'il nous plaît de témoigner de notre gratitude. Nos remerciements s'adressent particulièrement:

- ❖ Au Dr. Lamien NIEYIDOUBA, Directeur Régional de Recherches Environnementales et Agricoles du Centre Ouest pour avoir accepté de nous accueillir dans sa structure;
- ❖ Au Dr. Patrice SAVADOGO mon maître de stage, pour m'avoir fait confiance en me donnant ce thème d'étude. Je le remercie de m'avoir mis dans de bonnes conditions pour la réalisation de ce travail. Il a été pour moi, aussi bien un maître scientifique que social. Ses conseils, ses orientations ainsi que ses connaissances dans les sciences écologiques et des perturbations des écosystèmes savaniques m'ont permis de mener à bien les différentes activités durant le stage. Son encadrement était le plus exemplaire, qu'il trouve ici, le témoignage de ma profonde gratitude. Sa simplicité, son humilité et sa gentillesse font de lui un modèle idéal à suivre dans le domaine de la recherche scientifique. Je ne saurai en ces quelques lignes lui faire preuve de ma reconnaissance;
- ❖ Au Professeur Hassan Bismarck NACRO, mon directeur de mémoire pour son grand apport scientifique et les différents efforts consentis à notre égard malgré ses multiples occupations;
- ❖ Au Dr. Sobère TRAORE, mon Co-directeur de mémoire pour les critiques constructives sur le document;
- ❖ Au Professeur Louis SAWADOGO, Maître de Recherches à l'INERA pour avoir mis à ma disposition sa bibliothèque lors de la revue bibliographique. Je le remercie pour ses conseils et encouragements durant mon séjour à Saria;
- ❖ Au Dr. Didier ZIDA, Chargé de Recherche au CNRST/INERA/DPF pour son apport scientifique dans le document et ses encouragements;
- ❖ Au Dr. Djibril S. DAYAMBA pour ses multiples conseils et son apport scientifique dans le document. Je rends vivement hommage à l'immense étendue de ses connaissances en sciences écologiques dont j'ai eu la chance de profiter;

- ❖ A Mr. Alain W. SAVADOGO, le frère du Dr. Patrice SAVADOGO qui a accepté de m'héberger chez lui et m'a apporté son soutien multiforme durant le stage. Sa connaissance en informatique, sa gentillesse, ainsi que sa volonté d'aider les autres ont vraiment contribué au bon déroulement de mes travaux. Je ne saurais en ces quelques lignes lui faire preuve de ma reconnaissance;
- ❖ Au Doctorant Saïdou SANTI, qui a été d'un grand apport dans la réalisation de ce mémoire. Je le remercie pour tous ses conseils et encadrements. Qu'il trouve ici l'expression de ma profonde gratitude et que Le Seigneur l'accompagne tout au long de la thèse qu'il vient d'entamer!
- ❖ A Mr. Modeste P. MEDA, Technicien de recherche pour son aide et son dévouement lors des travaux de terrain, ses conseils et soutiens multiples; et au Doctorant Jonas KOALA. Je leur suis reconnaissante pour le cadre convivial créé sur le terrain et je ne saurais sur ces lignes leur dire suffisamment merci;
- ❖ A Mr. Norbert BAMOUNI, Mr. Emmanuel ZONGO, Mr. Koudous KABORE, Mr. Amadou KABRE et Mr. François KABORE pour leur collaboration sur le terrain;
- ❖ Aux Techniciens Mr. Ferdinand KINDA et Mr. Locré SIMPORE qui m'ont assistée lors de l'identification des espèces;
- ❖ A la Doctorante Thiombiano Natacha et à l'ensemble du personnel de la DRREA/CO
- ❖ A l'ensemble du personnel administratif et le corps enseignant de l'IDR;
- ❖ A ma famille pour m'avoir soutenue et accompagnée dans tout ce que j'entreprends. Je leur dois beaucoup ce travail et toutes mes années d'études;
- ❖ A mon très cher ami Mr. Yaya BENGALY pour son soutien multiforme;
- ❖ A Mr. Kassoum OUEDRAOGO, Ingénieur en Sociologie et Economie Rurale pour son soutien moral et ses suggestions;
- ❖ Au Doctorant Lassina SANOU pour ses suggestions;
- ❖ A mes camarades Isabelle TRAORE, Sylvie OUEDRAOGO, MINOUGOU Chantale Fatoumata, Oumarou SOW et Seydou KROMA pour leur franche collaboration;
- ❖ A tous mes ami(e)s et camarades.

TABLE DES MATIERES

DEDICACES	i
REMERCIEMENTS	ii
TABLE DES MATIERES	iv
LISTE DES ABREVIATIONS ET SIGLES	vii
LISTE DES FIGURES, DES PHOTOS ET DES TABLEAUX	viii
RESUMÉ	xi
ABSTRACT	xiii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
PREMIÈRE PARTIE: REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	4
Chapitre I. Revue bibliographique sur les concepts fondamentaux sur lesquels se basent les différentes études	5
1.1. Notion de banque de graines ou de banque de semences du sol	5
1.1.1. Définition de la banque de graines du sol	5
1.1.2. Historique de la banque de graines du sol	5
1.1.3. Production de semences et dispersion	5
1.1.4. Dormance des graines	6
1.1.5. Composition et distribution de graines dans la banque de graines du sol	8
1.1.6. Longévité des graines dans le sol : les stratégies de survie	8
1.1.7. Fonctions écologiques de la banque de graines du sol : relation entre la banque de graines du sol et la végétation environnante	9
1.2. Perturbations écologiques et banque de graines du sol	10
1.2.1. Feu et banque de graines du sol	10
1.2.2. Pâturage et banque de graines du sol	11
1.2.3. Coupe sélective de bois et banque de graines du sol	12
1.3. Méthodes d'étude de la banque de graines du sol	12
1.4. Régénération naturelle de la végétation ligneuse et restauration écologique	12
1.5. Rôle interactif des perturbations sur la banque de graines du sol et la régénération	13
II. Perturbations et évolution des principales propriétés physico-chimiques du sol	14
2.1. Action du feu sur les propriétés physico-chimiques du sol	14

2.2. Action de la pâture et de la coupe sélective de bois sur les propriétés physico- chimiques du sol	15
Chapitre II. Présentation des sites d'étude.....	16
I. Milieu physique	16
1.1. Localisation des deux sites d'étude.....	16
1.2. Climat.....	19
1.2.1. Précipitations.....	19
1.2.2. Températures.....	22
1.2.3. Vents	22
1.3. Relief et sols.....	23
1.4. Faune.....	23
1.5. Végétation	24
1.6. Hydrographie	25
II. Milieu humain	25
2.1. Population	25
2.2. Activités	25
2.2.1. Agriculture	25
2.2.2. Elevage	26
2.2.3. Exploitation forestière.....	26
DEUXIÈME PARTIE : TRAVAUX DE RECHERCHES MENÉS	28
Chapitre I. Effets du feu, de la coupe sélective de bois et de la pâture sur la banque de graines du sol: potentiel de restauration dans les savanes.....	29
I. Introduction	29
II. Matériels et Méthodes	30
2.1. Site expérimental	30
2.2. Echantillonnage.....	30
2.3. Estimation des semences viables	33
2.4. Analyses des données	35
III. Résultats	36
3.1. Composition de la banque de graines du sol.....	36

3.2. Influence des traitements sur la richesse de la banque de semences du sol.....	39
3.3. Influence des traitements sur la densité des semis.....	41
3.4. Effet des différents traitements sur la banque de graines du sol.....	43
IV. Discussion.....	44
CONCLUSION PARTIELLE	47
Chapitre II. Feu, pâture et fonctionnement des sols en savane: stock de carbone, respiration, biomasse racinaire, propriétés biogéochimiques et hydriques du sol.....	48
I. Introduction	48
II. Matériels et Méthodes	48
2.1. Site expérimental	48
2.2. Mesure de l'infiltration de l'eau dans le sol.....	48
2.3. Estimation de la biomasse racinaire et caractéristiques chimiques du sol.....	50
2.4. Mesure de l'efflux de CO ₂ de la température et du taux d'humidité du sol	51
2.5. Analyse des données	52
2.5.1. Densité racinaire et caractéristiques chimiques du sol.....	52
2.5.2. Efflux de CO ₂	53
2.5.3. Infiltration de l'eau	54
III. Résultats.....	55
3.1 Densité racinaire	55
3.2. Caractéristiques chimiques du sol.....	58
3.3 Efflux de CO ₂ du sol	59
3.4. Infiltration de l'eau	62
I.V Discussion.....	65
4.1. Densité racinaire	65
4.2. Caractéristiques chimiques du sol.....	66
4.3. Efflux de CO ₂ du sol	67
4.4. Infiltration de l'eau	68
CONCLUSION PARTIELLE	70
CONCLUSION GÉNÉRALE ET RECOMMANDATIONS.....	71
BIBLIOGRAPHIE.....	73
ANNEXES	I

LISTE DES ABREVIATIONS ET SIGLES

BUNASOL	Bureau National des Sols
CIRAD	Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
CNRST	Centre National de la Recherche Scientifique et Technologique
CTIG	Cellule de Télédétection et d'Informations Géographiques
DPF	Département Productions Forestières
DRET/CO	Direction Régionale de l'Environnement et du Tourisme/ Centre Ouest
DRREA/C	Direction Régionale de Recherches Environnementales et Agricoles /Centre
FAO	Food and Agriculture Organization (Organisation des Nations unies pour l'Alimentation et l'Agriculture)
IDR	Institut du Développement Rural
INERA	Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles
INSD	Institut National de la Statistique et de la Démographie
IUCN	International Union for Conservation of Nature (Union Internationale pour la Conservation de la Nature)
IRBET	Institut de Recherche en Biologie et Ecologie Tropicale
MAHRH	Ministère de l'Agriculture, de l'Hydraulique et des Ressources Halieutiques
M.E.E.	Ministère de l'Environnement et de l'Eau
PIB	Produit Intérieur Brut
PNAF	Programme National d'Aménagement des Forêts
RAF	Réforme Agraire et Foncière
SER	Société Internationale pour la Restauration Ecologique
SUAS	Swedish University of Agricultural Sciences (Université Suédoise des Sciences Agricoles)
TOD	Textes d'Orientation de la Décentralisation
UPB	Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso

LISTE DES FIGURES, DES PHOTOS ET DES TABLEAUX

Liste des figures

Figure 1: Localisation des forêts classées de Tiogo et de Laba selon la zone phytogéographique et les isohyètes.	17
Figure 2: Carte d'occupation des terres de la forêt classée de Laba avec localisation du dispositif de recherche.	18
Figure 3: Carte d'occupation des terres de la forêt classée de Tiogo et des terroirs riverains.. ...	19
Figure 4: Pluviosité annuelle et nombre de jours de pluie des forêts classées de Laba et de Tiogo de 1992 à 2011.	20
Figure 5: Pluviosité mensuelle et nombre de jours de pluie des forêts classées de Laba et de Tiogo en 2011.	22
Figure 6: Plan du dispositif expérimental complet de la forêt classée de Laba (A) et de Tiogo (B).	32
Figure 7: Dispositif des points de prélèvement de sol au sein de chaque parcelle.	33
Figure 8: Distribution de la richesse spécifique dans le sol de Laba et de Tiogo..	41
Figure 9: Répartition de la densité des semis (nb. m ⁻²) en fonction des sites de Laba et de Tiogo.	43
Figure 10: Effet des traitements (feu, coupe sélective, pâture) sur la densité des semis au niveau des sites de Laba et de Tiogo.	43
Figure 11: Infiltromètre à membrane.	50
Figure 12: Effet des traitements feu et pâture longue-durée des parcelles sur la densité racinaire (g/dm ³)	56
Figure 13: Effet du niveau de prélèvement du sol sur la densité racinaire (g/dm ³)	57
Figure 14: Interaction des traitements feu et pâture et profondeur de prélèvement sur la densité racinaire (g/dm ³).	57
Figure 15: Effet de la profondeur de prélèvement sur le ratio C/N et la matière organique totale..	58
Figure 16: Effet des traitements feu et pâture de longue durée sur le ratio C/N et le taux de matière organique.	59

Figure 17: Effet de la période de mesure sur l'efflux de CO ₂ en g (CO ₂).m ² .h ⁻¹	60
Figure 18: Effet des traitements feu et pâture de longue-durée sur l'efflux de CO ₂ en g (CO ₂).m ² .h ⁻¹	61
Figure 19: Interaction traitement de la parcelle et période de mesure sur l'efflux de CO ₂	61
Figure 20: Relation entre taux de respiration et température du sol (A) et taux d'humidité du sol (B).....	62
Figure 21: Taux d'infiltration de l'eau en fonction du temps pour les différents traitements (feu et pâture) et succions à Laba et à Tiogo.	63
Figure 22: Conductivité hydraulique pour chacun des différents traitements (feu et pâture) à Laba et à Tiogo.	64

Liste des photos

Photo 1: Technique de prélèvement du sol pour l'étude du stock semencier.....	33
Photo 2: Echantillon de sol dans un pot.....	35
Photo 3: Vue interne de la serre contenant les pots entreposés sur les palettes.....	35
Photo 4: Planche photographique de la germination de quelques espèces de la banque de graines du sol.....	37
Photo 5: Infiltromètre à membrane SW 080 B	50
Photo 6: Aperçu du « Root washing table »	51
Photo 7: Appareils utilisés pour mesurer l'efflux de CO ₂ sol, la température et l'humidité du sol.	52
Photo 8: Aperçu de l'écran de l'EGM-4 lors des mesures.	52

Liste des tableaux.

Tableau 1: Caractéristiques chimiques des sols des dispositifs expérimentaux de la forêt classée de Laba et de Tiogo.23

Tableau 2: Parcelles expérimentales objet d'investigation sur la banque de semences du sol31

Tableau 3: Liste des taxons des graines germées des sols collectés sur le site de Laba et de Tiogo par type de traitement-feu (F), coupe sélective (C), pâturée (P) et protection intégrale (T) (1 = Présence de l'espèce dans les parcelles et 0 = absence), Cntrl = Contrôle38

Tableau 4: Résultat de l'analyse GLM sur la richesse spécifique (A pour Laba et B pour Tiogo) à l'aide de la loi de distribution de Poisson40

Tableau 5: Résultat de l'analyse GLM sur la densité des semis (A pour Laba et B pour Tiogo) à l'aide de la loi de distribution de Poisson42

Tableau 6: Coefficient de similarité de Jaccard à Laba (A) et à Tiogo (B)44

Tableau 7: Débit volumique par unité de surface Q (cm/h) et conductivité hydraulique du sol à saturation Ksat à deux niveaux de tensions pour les différents traitements.65

RESUMÉ

Les perturbations écologiques (feu précoce, coupe sélective de bois et pâture) influencent le fonctionnement des écosystèmes savaniques en fonction de leur saison et de leur intensité. Les différentes études de ce présent mémoire visent à évaluer l'effet de ces perturbations sur la banque de semences et les propriétés physico-chimiques du sol d'une savane soudanienne du Burkina Faso. Toutes les études ont été menées sur deux dispositifs factoriels installés dans les forêts classées de Laba et de Tiogo depuis 1992 visant à étudier sur le long terme l'impact du feu précoce, de la coupe sélective de bois et de la pâture sur la dynamique fonctionnelle et structurelle de l'écosystème. Dans la première étude, il s'agit de comprendre comment différents traitements appliqués depuis le début de l'expérimentation affectent présentement la densité, la composition et la distribution verticale du stock semencier du sol et la similitude de la banque de semences entre les différents traitements. Nos résultats laissent apparaître qu'en général, la richesse floristique de la banque de graines du sol sur les deux dispositifs est relativement faible comparativement à la richesse floristique de la strate épigée. Une seule espèce ligneuse *Securinega virosa* (Roxb. Ex Wild) Baill. a pu émerger des échantillons de sol le reste (37 espèces) étant des espèces herbacées. L'évaluation de la distribution verticale des graines dans le sol montre que sur les deux sites indépendamment du traitement subi, les densités de semis sont plus élevées dans les trois premiers centimètres du sol et diminuent par la suite avec la profondeur ($p < 0,001$). Le calcul de l'indice de Jaccard indique une faible similitude entre la diversité des parcelles ayant subi les traitements différents à Tiogo et une grande similitude entre les espèces des parcelles pâturées et subissant le feu annuel précoce à Laba. La deuxième étude visait à examiner l'effet des traitements feu précoce et pâture sur les propriétés hydriques du sol, l'efflux de CO_2 du sol, la biomasse racinaire, le taux de matière organique et le ratio C/N du sol. Au niveau du site de Laba à sol peu profond aucun effet significatif du traitement appliqué et de la profondeur de prélèvement du sol n'est observé pour la densité racinaire et le taux de matière organique ($p > 0,05$). Par contre, sur le site de Tiogo à sol profond, la densité racinaire varie significativement avec le traitement appliqué ($p = 0,009$). La biomasse racinaire augmente avec la profondeur de prélèvement ($p = 0,011$): elle était 5 fois plus élevée au niveau de la profondeur de prélèvement 5-10 cm ($3,26 \pm 1,24 \text{ g/dm}^3$) qu'au niveau 0-5 cm ($0,67 \pm 0,20 \text{ g/dm}^3$). Le taux de matière organique diminue marginalement ($p = 0,049$) plus en profondeur. Le ratio C/N était plus élevé ($p < 0,05$) au niveau des parcelles subissant le feu que dans les

parcelles témoins et parcelles pâturée particulièrement à Tiogo. En outre, l'efflux de CO₂ varie de façon significative avec le traitement subi par la parcelle au niveau des deux sites ($p < 0,004$) ; les parcelles pâturées avaient un taux de respiration plus élevé que les parcelles témoins et celles subissant le feu précoce annuel. Enfin, l'étude de l'infiltration de l'eau révèle que la vitesse d'infiltration de l'eau ne varie pas significativement en fonction des différents traitements.

En conclusion, les différentes perturbations étudiées étant inévitables dans les écosystèmes savanicoles leur intégration judicieuse dans les schémas d'aménagement s'impose. Bien que ces travaux aient révélé comment elles agissent sur des paramètres fonctionnels de l'écosystème des études encore plus détaillées sont nécessaires afin de pleinement comprendre leur processus et leur changement futur.

Mots clés: Feu, Coupe de bois, Pâturage, Banque de semences du sol, Propriétés physico-chimiques du sol, Restauration écologique, Savane.

ABSTRACT

Ecological disturbances (early fire, selective wood cutting and grazing) affect the trends in savanna ecosystem function depending on the season of their occurrence and intensity. The different studies composing this thesis are intended to evaluate the effects of those disturbances on soil seed bank and its physicochemical properties in the sudanian savanna-woodland of Burkina Faso. All studies were conducted on two factorial experiments established in the forests reserves of Laba and Tiogo since 1992 to study the long-term impact of early fire, selective wood cutting and grazing on the structural and functional dynamics the ecosystem. In the first study the aim was to understand how the different treatments since the beginning of the experiment currently affect the density, composition and vertical distribution of soil seed bank and the similarity of the seed bank between the different treatments. Analysis of data collected after incubation of soil samples taken from the different plots reveal that in general floristic richness of the soil seed bank at both sites is relatively low compared to the richness of the aboveground stratum. A single tree species *Securinega virosa* (Roxb. Ex Wild) Baill. was encountered, the remaining (37 species) being herbaceous. Assessment of the vertical distribution of seeds in the soil shows that at both sites regardless of the treatment, the highest density was encountered in the upper three centimeters of the soil and gradually decreased with increasing depth ($p < 0.001$). The calculation of the Jaccard index indicates a rather low similarity between the diversity of the plots having undergone under different treatments. The second study aimed at examining the long-term effect of fire and grazing treatments on soil water properties, soil CO₂ efflux, root biomass, organic matter content and C / N ratio. At the site of shallow soil in Laba no significant effect of the treatment and soil sampling depth was observed for root density and organic matter content ($p > 0.05$). In contrast at the site with deep soil in Tiogo, root density varies significantly with the treatment applied ($p = 0.009$). Root density increases with sampling depth ($p = 0.011$); it was 5 times higher at the sampling depth 5-10 cm (3.26 ± 1.24 g/dm³) than at 0-5 cm (0.67 ± 0.20 g/dm³). The rate of organic matter marginally decreases ($p = 0.049$) with increasing depth. The C / N ratio was higher ($p < 0.05$) in plots undergoing the fire treatment than in control and grazed plots particularly in Tiogo. In addition, the CO₂ efflux varies significantly with the treatment received by the plot at the two sites ($p < 0.004$); grazed plots had a higher respiration rate than the control and burnt plots.

Finally, the study of water infiltration showed that the infiltration rate of water did not vary significantly in different treatments.

In conclusion, the different disturbances being considered unavoidable in the savanna ecosystem their judicious integration in the management plans is necessary. Although these studies have revealed how they affect some functional parameters of the ecosystem more detailed studies are needed to fully understand their process and future trend.

Keywords: Fire, Wood cutting, Grazing, Soil seed bank, Soil physicochemical properties, Ecological restoration, Savanna.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Au Burkina Faso, le secteur rural occupe une place prépondérante dans l'économie nationale. Il emploie 86% de la population totale et génère environ 40 % du Produit Intérieur Brut (PIB) (agriculture 25 %, élevage 12 % et 3 % foresterie et pêche) (MAHRH, 2008). Le pays fonde donc en grande partie ses espoirs de développement économique et social sur l'amélioration des performances de ce secteur (Yelkouni, 2004).

Malgré la faible contribution directe de la foresterie et de la pêche au PIB, les forêts sont importantes pour la subsistance des populations locales, car elles fournissent une grande partie de ses biens et services. Afin de pérenniser le patrimoine forestier, sa dimension environnementale liée à sa capacité de séquestration du carbone et sa contribution à la lutte contre la pauvreté, l'aménagement des forêts naturelles demeure inscrite comme une priorité dans la Stratégie de Croissance Accélérée et de Développement Durable (SCADD). L'aménagement forestier au Burkina Faso est né au temps colonial avec la constitution d'un domaine forestier classé depuis 1933 en Afrique Occidentale. Cependant, ce n'est qu'à partir de 1980 que le Burkina Faso a connu ses premiers programmes d'aménagement forestier (Kaboré, 2004). Ces programmes se basent sur des dispositions légales, institutionnelles, stratégiques et techniques en relation avec les préoccupations économiques et sociales dont la réunion devrait garantir une durabilité dans la gestion des ressources forestières prônée par la politique forestière nationale (M.E.E., 2002). La Réforme Agraire et Foncière (RAF), le code de l'environnement, le code forestier, les Textes d'Orientation de la Décentralisation (TOD), la Politique Forestière Nationale et le Programme National d'Aménagement des Forêts (PNAF) sont les principales dispositions qui guident l'aménagement des forêts au Burkina Faso (M.E.E., 2002). Les textes prescrivent l'application du feu précoce, la coupe sélective de bois et l'interdiction de la pâture dans les forêts classées non aménagées, les ranchs de gibier et les parcs nationaux (M.E.E., 1996). Actuellement, le pays compte 667 600 ha de forêts aménagées essentiellement pour l'exploitation du bois et 202 400 ha de forêts en instance d'aménagement (Kaboré, 2004; Ouedraogo, 2009).

L'aménagement des forêts naturelles a pour but de contribuer à la réduction du déboisement des forêts et de promouvoir le développement durable, devant se traduire par la réduction des émissions de carbone et la lutte contre la pauvreté (PIF, 2010). En effet la population burkinabè dépend à 97 % des ressources forestières pour la satisfaction de ses besoins énergétiques (bois de feu et charbon) (MECV, 2010) et l'alimentation du cheptel animal qui

repose fortement sur l'exploitation des parcours naturels (MRA., 2005). Ces activités se concentrent principalement dans les régions de l'Ouest, du Sud et de l'Est où les ressources forestières sont encore assez abondantes (Sawadogo, 2006).

Cependant, les formations naturelles du pays en général, et dans la partie nord et centrale en particulier sont dans un état de dégradation avancée entraînant une forte migration des populations du Nord vers le Sud et l'Est du pays. Une pression de plus en plus intensifiée s'exerce alors sur les ressources forestières de ces zones d'accueil (Sawadogo, 2009). Au total, entre 1990 et 2010, le Burkina Faso a perdu 1 198 000 ha de forêt, soit 17,5 % de son couvert forestier. Ce qui représente une perte moyenne annuelle de 59 900 ha de forêt, soit 0,87 % par an (FAO, 2010).

Pour pallier ces problèmes de dégradation des formations naturelles, le Burkina Faso s'est lancé dans des études sylvicoles et d'aménagement des forêts sèches depuis plus d'une décennie. C'est dans ce cadre qu'il est conduit au sein du Département Productions Forestières (DPF) de l'Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA), des études dont le but est de comprendre et maîtriser la dynamique des écosystèmes, surtout forestiers, en relation avec les facteurs anthropiques (feu, coupe de bois, pâture) et abiotiques (climat et sol). Des dispositifs permanents de recherche ont été implantés et sont suivis dans deux forêts classées du pays (Laba et Tiogo) depuis 1992 et ont généré de nombreuses données (Savadogo, 2007; Zida, 2007; Sawadogo, 2009; Dayamba, 2010).

La présente étude s'inscrit dans ce cadre de compréhension des écosystèmes et a pour thème: ***«Perturbations écologiques et fonctionnement des écosystèmes savaniques: banque de semences et propriétés physico-chimiques des sols»***.

L'objectif global de notre étude est d'évaluer l'effet de la saison du feu, de la coupe sélective de bois, et de la pâture sur les paramètres fonctionnels des écosystèmes de savanes et de proposer des recommandations pour une gestion durable de ces écosystèmes.

Plus précisément, cette étude vise à:

- ❖ évaluer la banque de semences (graines) du sol sur des parcelles expérimentales après 20 ans d'essai d'aménagement sylvicoles ayant pour facteurs le feu, la coupe sélective de bois et la pâture dans les forêts classées de Laba et de Tiogo;
- ❖ déterminer les effets du feu et de la pâture sur des propriétés physico-chimiques des sols.

Pour atteindre nos objectifs, les hypothèses suivantes ont été formulées pour construire la recherche:

- ❖ la banque de graines du sol dans les parcelles d'étude est fonction de la saison du feu, de la coupe sélective de bois et de la pâture;
- ❖ les paramètres fonctionnels du sol tels que le stock de carbone, le flux de CO₂, la biomasse racinaire et les propriétés biogéochimiques et hydriques du sol sont influencés diversement par le feu et la pâture.

Le présent mémoire fait l'économie de nos activités de recherche et se compose de trois parties dont la première partie aborde la revue bibliographique, la seconde partie porte sur les matériels utilisés et les méthodes de travail adoptées pour exécuter les deux activités de notre étude et la troisième partie est consacrée aux résultats et discussions.

***PREMIÈRE PARTIE: REVUE
BIBLIOGRAPHIQUE***

Chapitre I. Revue bibliographique sur les concepts fondamentaux sur lesquels se basent les différentes études

Cette section passe en revue les concepts clés que nous avons utilisés au cours de notre étude.

I. Notion de banque de graines du sol, de régénération naturelle et de restauration écologique

1.1. Notion de banque de graines ou de banque de semences du sol

1.1.1. Définition de la banque de graines du sol

La banque de graines du sol représente les stocks de graines viables et dormantes dans le sol (Bigwood et Inouye, 1988). D'autres auteurs la définissent comme représentant toutes les graines viables présentes à la surface du sol et dans le sol, ou en association avec la litière du sol (Leck *et al.*, 1989). Elle est la plus importante source de recrutement de semis après les perturbations (Van Der Valk, 1992), et peut être désignée comme les réserves naturelles de graines capables de germer à différentes profondeurs du sol (Baskin et Baskin, 1998).

1.1.2. Historique de la banque de graines du sol

L'étude de la banque de graines du sol semble avoir commencé en 1859 quand Charles Darwin a observé l'émergence de jeunes plants dans les sédiments extraits du fond d'un lac (Christoffoleti et Caetano, 1998). Le premier article scientifique sur le sujet date de 1882 et porte sur l'apparition de graines dans des échantillons de sol prélevés à différentes profondeurs (Christoffoleti et Caetano, 1998). La plupart des études effectuées sur les banques de graines du sol sont réalisées en laboratoire, après prélèvement d'échantillons de sol et mise en culture. Elles permettent de détecter les espèces les plus fréquentes et donnent une vision de la banque de graines (Thompson *et al.*, 1997). Quelques études ont aussi comparé la banque de graines du sol obtenue en laboratoire et la reconstitution en nature, notamment Bisteau et Mahy (2005), ainsi que Von Blanckenhagen et Poschlod (2005).

1.1.3. Production de semences et dispersion

Une des propriétés exclusives les plus étonnantes des êtres vivants est leur capacité à se reproduire. Chez les végétaux, on distingue deux types de reproduction: la reproduction sexuée et la reproduction asexuée. La plupart des espèces savanicoles utilisent à la fois ces deux types de reproduction comme stratégies d'adaptation aux effets des perturbations telles que le feu et la

coupe sélective de bois (Bellefontaine *et al.*, 2000; Bationo *et al.*, 2001; Luoga *et al.*, 2004; Zida *et al.*, 2007) sur la production des graines.

Pour la majeure partie des végétaux, la reproduction sexuée aboutit à la formation d'une graine à l'origine d'un nouvel individu. La graine constitue également un organe de dissémination et de persistance. Par l'intermédiaire des graines, les plantes sont capables de compenser leur immobilité et de coloniser de nouveaux territoires. Une fois que les graines sont mûres, elles sont disséminées dans la nature de plusieurs façons. Les modes de dissémination des graines utilisent les agents de dispersion suivants: la plante elle-même (autochorie); la gravité (barochorie); les animaux (zoochorie : mammifères, oiseaux, insectes, etc.); l'homme (anthropochorie) ou la culture (hémérochorie) (Fenner, 2000). En plus d'être spatiale (voie végétative ou diaspores propagées par des agents de dispersion), la dispersion peut être temporelle *via* la banque de graines du sol (Leck, *et al.*, 1989; Dulière *et al.*, 2001). Cette dispersion est favorisée par la sélection naturelle et elle permet: (i) d'atteindre des habitats propices et favorables au développement des futures pousses; (ii) de diminuer la compétition entre individus en les disséminant sur un plus large territoire; (iii) d'échanger des individus entre populations et de favoriser ainsi le brassage génétique dans ces populations végétales; (iv) de créer de nouvelles populations en colonisant de nouveaux milieux. En somme, les dispositifs de dissémination présentent un avantage sélectif, puisqu'ils favorisent la perpétuation de l'espèce.

De façon générale, la structure de chaque type de graine est adaptée à son mode de transport. Ainsi, les graines transportées par le vent sont souvent garnies d'appendices en forme d'ailes ou de parachute; les petites graines sont dispersées par le vent (Van der Pijl, 1969); celles qui sont disséminées par les animaux sont souvent sucrées, odorantes, dotées de couleurs voyantes, qui attirent les oiseaux et/ou les mammifères; enfin, celles qui sont dispersées par un milieu aquatique ont la capacité de flotter. En fonction des modes de dispersion, les graines peuvent ainsi parcourir des distances considérables et germer à des milliers de kilomètres de leur habitat d'origine (Fenner, 2000).

1.1.4. Dormance des graines

La dormance est considérée comme un système régulateur de la germination. Elle caractérise l'état physiologique d'une graine qui, placée dans les conditions apparemment favorables à la germination, est inapte à germer. Le phénomène de dormance empêche ou retarde une germination soutenue, homogène et rapide (Bellefontaine, 1993). C'est aussi un moyen

complémentaire auquel ont recours certaines plantes pour assurer leur survie. Ainsi, elle désigne un stade au cours duquel la germination est irréalisable ou très peu probable. Le même auteur distingue les types de dormances suivantes:

- la dormance primaire où la graine est dormante au moment de la dispersion;
- la dormance secondaire ou induite au cours de laquelle la graine est capable de germer au moment de la dispersion, mais divers facteurs empêchent sa germination la reconduisant dans un état de dormance.

Dans la pratique, il est souvent question de dormance exogène (ou tégumentaire) due aux enveloppes séminales, de dormance endogène (ou embryonnaire) résultant d'une inaptitude de l'embryon à germer, et de dormance combinée. Concernant la dormance exogène ou inhibition tégumentaire, l'embryon, dénudé avec précaution, germe sans difficulté alors que la graine entière ne manifeste aucun signe de germination. Pour la dormance endogène ou embryonnaire, le pouvoir germinatif est nul, car l'embryon, même débarrassé des diverses structures qui l'entourent, ne parvient pas à germer au moment de la dispersion. La dormance combinée résulte à la fois de dormance endogène et exogène (Bellefontaine, 1993).

Baskin et Baskin (1998) de leur côté trouvent comme types de dormance : la dormance physiologique, morphologique, morpho-physiologique, physique, chimique, et mécanique. La dormance physiologique est due à des inhibiteurs biochimiques. La dormance morphologique apparaît dans les graines présentant un embryon immature. La dormance physique est causée par la résistance de l'enveloppe de la graine ou du fruit, ce qui empêche surtout l'absorption de l'eau et de gaz nécessaires au démarrage de l'activité biologique conduisant à la germination. Dans le cas de la dormance chimique, la germination de la graine est inhibée par des substances chimiques.

La dormance des graines peut être levée en les soumettant à l'action des agents climatiques tels que la chaleur, le froid, l'humidité, la sécheresse, et/ou de manière artificielle en pratiquant la scarification chimique et/ou mécanique (digestion, putréfaction) ou physique (Bellefontaine, 1997). La chaleur par exemple, permet de lever la dormance physique de certaines semences (Baskin et Baskin, 1998; Zida *et al.*, 2005) à travers ses effets physiques sur la structure de la coque (craquage de la coque) et/ou ses effets physiologiques sur l'embryon.

1.1.5. Composition et distribution de graines dans la banque de graines du sol

La banque de graines du sol se compose de graines viables, non germées stockées dans le sol (Bigwood et Inouye, 1988). Ces graines entrent dans la banque de graines du sol car elles sont produites par les plantes locales, et tombées sur le sol ou dispersées dans une région (Harper, 1977). D'autres auteurs estiment que la banque de graines du sol se compose des transitoires et des persistantes (Thompson et Grime, 1979). La banque de graines transitoire est celle contenant des graines qui restent viables pendant moins d'une année, alors que celle qui est persistante se compose de graines restant viables dans le sol durant plus d'une année. La banque de graines persistante contient des graines ayant une durée de vie de 1-5 ans (le court terme) et celles vivant pendant plus de 5 ans (le long terme) (Thompson, 1993). La composition en espèces de la banque de graines du sol dépend d'une part de la richesse spécifique de la zone considérée et d'autre part de l'historique de l'usage des terres de cette zone (Leckie *et al.*, 2000).

1.1.6. Longévité des graines dans le sol : les stratégies de survie

La longévité des graines varie beaucoup selon l'espèce et le contexte pédologique. Certaines graines survivent plusieurs années (Baskin et Baskin, 1998), d'autres germent avant même de tomber au sol (cas des graines vivipares) ou doivent germer et s'enraciner très rapidement pour survivre. Cette survie dépend de nombreux facteurs tels que la taille des graines, la profondeur d'enfouissement, le type de graines (annuelles, biennales...) (Thompson, *et al.*, 1997). Les graines de longue durée sont caractéristiques d'habitats perturbés. Aussi, la plupart des graines durables sont annuelles ou biennales. Les petites graines ont tendance à avoir une longue durée de vie dans le sol que les grosses graines, et les très grosses ont une très courte durée de vie.

Pour survivre aux fortes contraintes hydriques des longues périodes de saison sèche, les plantes adoptent des stratégies particulières de reproduction caractérisées par la qualité, la quantité, la répartition et le type de régénération. Bellefontaine *et al.* (2000) distinguent deux grands modes de stratégies de survie: le mode "r" lié à un taux de croissance exponentiel et le mode "K" lié à un niveau plus élevé de la biomasse. La stratégie "r" est donc caractéristique d'espèces à une grande vitesse de multiplication. Cette capacité de se multiplier rapidement leur permet, sous des conditions favorables, d'occuper l'espace et de mobiliser les ressources. Les individus ainsi générés sont alors en forte compétition, ce qui entraîne une mortalité importante. La stratégie "K" est choisie par les espèces ayant une régénération faible, mais pour lesquelles chaque individu a de fortes chances de survie. Elles occupent souvent des niches écologiques

particulières et se substituent aux espèces de stratégie "r" qu'elles éliminent par compétition. La mort de la graine peut être naturelle (sénescence naturelle avec l'âge), ou survenir de plusieurs manières en incluant la prédation, les attaques de champignons ou autres pathogènes et l'inondation (Baskin et Baskin, 1998).

1.1.7. Fonctions écologiques de la banque de graines du sol : relation entre la banque de graines du sol et la végétation environnante

La banque de graines du sol revêt une importance considérable pour la résilience écologique, *via* la régénération naturelle des peuplements végétaux ou la réapparition spontanée de certaines espèces en apparence disparues pendant des temps plus ou moins longs. En effet, elle joue un rôle crucial dans la dynamique des populations végétales (Benoit *et al.*, 1989) et permet la régénération des écosystèmes forestiers suite aux perturbations telle que la coupe de bois. Agissant comme un réservoir de propagules, elle peut diminuer la probabilité d'extinction des populations végétales (Cohen, 1966) et aussi restaurer la végétation après la destruction (Rodrigues *et al.*, 2010) suite aux perturbations. De plus, le stock de graines viables dans le sol peut être un indicateur utile dans l'évaluation du potentiel de restauration (Bekker *et al.*, 1997). Ainsi, l'estimation de la banque de graines du sol peut donner une idée du potentiel de récupération des zones perturbées (Tracy et Sanderson, 2000; Kassahun *et al.*, 2009). Sa contribution dans le processus de régénération est principalement dépendante de l'existence, de l'abondance, et de la fréquence d'apparition de variation des intervalles de sols nus en dimension et forme (Rogers et Hartnett, 2001).

Les banques de graines du sol jouent un rôle majeur dans l'entretien et l'évolution de la biodiversité dans les écosystèmes et les habitats naturels. Elles expliquent la résilience exceptionnelle de certains écosystèmes (face aux incendies par exemple). L'absence ou l'inhibition d'une banque de graines du sol empêche la réapparition rapide de la végétation lors du phénomène de succession écologique, alors que la présence d'une banque de graines du sol bien garnie permet le développement rapide d'écosystèmes riches en espèces, car elle assure la survie, la stabilité, et la variabilité au sein des populations végétales (Baskin et Baskin, 1998).

1.2. Perturbations écologiques et banque de graines du sol

1.2.1. Feu et banque de graines du sol

Les études menées ces dernières décennies, montrent que le feu n'est pas un phénomène entièrement négatif comme l'ont présenté certains auteurs, mais comme une perturbation pouvant avoir un impact positif ou négatif sur les composantes des écosystèmes (Bekdouche, 2010). Le feu influence beaucoup d'éléments de l'écosystème en accélérant, supprimant ou modifiant certains de ses processus (Bruzon, 1995) en fonction du régime du feu (type de feu, intensité, fréquence et saison) (Trabaud, 1991; Pausas *et al.*, 2008).

Les organes de survie de la plante tels que les graines sont situés à différents niveaux de profondeurs du sol. Les espèces mortes suite au passage du feu, et se reproduisant par la germination de la graine dépendent de la fréquence des feux pour demeurer dans les communautés perturbées. En effet, l'intervalle de temps entre les différents feux successifs doit être suffisant pour permettre à ces végétaux de produire des graines et d'approvisionner la banque de graines du sol (Roy et Sonié, 1992; Duguy et Vallejo, 2008). Si un autre feu survient avant la maturité sexuelle de ces espèces, des changements dramatiques dans la composition et la physionomie de la végétation, peuvent se produire (Arianoutsou, 1998). Cependant, la répétition des feux à des intervalles de temps très réguliers, peut entraîner une diminution de la germination des ligneux, en raison sans doute, de la réduction de la banque de graines du sol et donner ainsi plus de chances à l'établissement des herbacées (Duguy et Vallejo, 2008).

Les feux de forte intensité ont des effets qui peuvent atteindre les couches profondes du sol, contrairement aux feux de faible intensité dont les impacts se limitent à la couche superficielle du sol, épargnant les organes de survie (Trabaud, 1989). Ces derniers stimulent aussi la germination des graines à proximité de la surface du sol, alors que les feux de forte intensité occasionnent une mortalité importante des graines réparties superficiellement sur le sol (De Luis *et al.*, 2008). Les graines s'y trouvant étant soumises à des températures extrêmes peuvent être endommagées ou complètement détruites, compromettant ainsi leur germination et réduisant la banque de graines du sol (Rivas *et al.*, 2006). Le feu contribue aussi à lever la dormance de nombreuses graines et en favorise en particulier la germination des *Andropogonae* comme le genre *Andropogon* et des *Arundinellae* comme les genres *Loudetia* et *Tristachya* (Bille, 1995). Des études ont montré que la fumée, qui est une composante du feu, peut influencer la germination de certaines espèces. Cependant, Razanamandranto *et al.* (2005) ainsi

que Dayamba *et al.* (2008) ont montré que certaines espèces possédant des semences avec une dormance physique telles que *Terminalia avicennioides* Guill. & Perr., *Prosopis africana* Taub. et *Piliostigma thonningii* (Schumach.) Milne-Redh ne germent pas ou présentent de très faibles taux de germination lorsqu'on les trempe dans de la fumée liquide ou les expose à la fumée.

1.2.2. Pâturage et banque de graines du sol

La pâture est l'un des principaux facteurs de perturbation des écosystèmes savanicoles (Sawadogo, 2007; Sawadogo, 2009; Dayamba, 2010) influençant leurs diversités floristique, structurelle et fonctionnelle. Les effets des herbivores sur le fonctionnement des écosystèmes et particulièrement leur impact sur la succession des végétaux peuvent être classés en trois catégories: le broutage, le dépôt des fèces et urines et enfin le piétinement et la compaction du sol et de la litière (Hiernaux *et al.*, 1999). Leur impact sur les végétaux dépend de la fréquence, de la distribution, de l'intensité et des saisons du pâturage; et il se manifeste par la dissémination de diaspores, ou par l'altération de la végétation initiale (Olf et Ritchie, 1998). Par le broutage, les herbivores peuvent accroître le taux de régénération des espèces végétales par le passage de graines à travers leur tractus digestif simulant une scarification acide pour les graines (Gufu, 1998; Razanamandranto *et al.*, 2004). A l'opposé, ils affectent la végétation en provoquant la mort et le retard de croissance de jeunes plants, l'amenuisement de la richesse floristique (Hiernaux, 1998; Vesk et Westoby, 2001), inhibant ainsi la production de graines pour le ravitaillement de la banque de graines du sol. Certains auteurs stipulent que le broutage sévère et fréquent par les animaux empêche la production de graines et inhibe la croissance des plantules (Sawadogo, 2009). Ces animaux broutent sélectivement les espèces ligneuses et herbacées, affectent la surface du sol, abandonnent uniquement les espèces qui tolèrent leur impact et influencent ainsi la biodiversité. La pâture peut détruire énormément la structure de la végétation, la composition floristique et donc la diversité biologique. Mais l'impact du bétail dépend énormément de son intensité et du milieu où il s'exerce (Hahn-Hadjali *et al.*, 2006; Kiéma, 2007; Devineau *et al.*, 2009). Cependant, la pâture modérée peut être employée comme un outil d'aménagement des formations naturelles pour maintenir un certain équilibre entre les ligneux et les herbacées (Sawadogo, 2009). En effet, elle peut permettre de réduire de manière significative la mortalité des souches après coupes des arbres (Sawadogo, 2009), d'accroître la diversité des plantes (Olf et Ritchie, 1998) et d'améliorer les processus de colonisation des plantes *via* la dissémination des semences sur de longues distances (Miller, 1995).

1.2.3. Coupe sélective de bois et banque de graines du sol

La coupe sélective de bois influence positivement ou négativement la structure et la fonction des écosystèmes (Bullock, 2000), à travers les vides qu'elle y laisse, et les blessures dues à la coupe. Les vides laissés par la coupe peuvent créer des conditions favorables pour la germination des graines de la banque de graines du sol et faciliter le processus de recolonisation (Bullock, 2000). Ainsi, le taux d'émergence et de survie des plantules augmente avec l'accroissement du nombre et de la taille des espaces vides, spécifiquement quand la lumière et la température sont des facteurs limitant. Cependant la coupe sélective peut réduire la vigueur et la production de graines (Gautam, 2001) de part le prélèvement des semenciers, appauvrissant la banque de graines du sol.

1.3. Méthodes d'étude de la banque de graines du sol

Deux méthodes sont ordinairement utilisées pour estimer la banque de graines du sol (Leck, *et al.*, 1989):

- ❖ la technique directe: préconisée par Malone (1967), elle comporte principalement l'extraction et l'isolement des semences; ensuite leur identification et leur comptage sous loupe binoculaire, puis le test de viabilité des semences grâce au chlorure de tetrazolium;
- ❖ la technique indirecte: elle consiste à mettre en germination des échantillons de terre et de compter les plantules qui apparaissent, correspondant ainsi aux semences viables et non dormantes présentes dans les échantillons.

Les deux techniques présentent des avantages et des inconvénients. La première prend en compte toutes les semences présentes dans le sol (sauf peut-être quelques-unes très minuscules et difficiles à détecter), mais par la suite il faut tester leur viabilité. La seconde sous-estime le stock de semences puisqu'elle ne détecte que les plantules apparues dans les échantillons, certaines graines pouvant ne pas germer bien que viables (à cause de la dormance).

1.4. Régénération naturelle de la végétation ligneuse et restauration écologique

La régénération naturelle se définit comme un processus par lequel les végétaux se rétablissent *via* la reproduction sexuée (par la graine) et /ou asexuée. Elle permet le renouvellement des formations végétales, et donne un peuplement de qualité qui s'adapte bien aux conditions locales. Ce peuplement devient alors moins vulnérable aux changements climatiques (Bognounou, 2009). Toutefois, le renouvellement des individus au sein d'une espèce dépend de

processus écologiques complexes responsables, à chaque stade de développement de la plante, de la survie, de l'installation et de la croissance des individus (Bognounou, 2009). Certains auteurs rapportent que les arbres tropicaux ont développé une diversité incroyable de stratégies biologiques pour faciliter la recolonisation de leur milieu, assurer la pollinisation de leurs fleurs, disperser leurs graines et pour survivre (Baskin et Baskin, 1998; Fenner et Thompson, 2005), en adoptant à la fois les deux mécanismes de régénération (Bationo *et al.*, 2005; Bellefontaine, 2005; Ky-Dembele *et al.*, 2007). Cependant, la régénération peut être influencée par les facteurs suivants : la qualité des fruits, la direction et la vitesse du vent, les pentes, et l'humidité du sol (Vieira et Scariot, 2006).

Concernant la restauration écologique, beaucoup de définitions existent sur ce concept mais chacune d'elle aborde l'idée d'inversion de la dégradation des écosystèmes due aux activités anthropiques. Dans ce présent document, nous avons adopté la définition présentée par la Société Internationale pour la Restauration Ecologique (SER, 2004) : «La restauration écologique est une action intentionnelle qui initie ou accélère l'autoréparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit, en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion». L'étude de la banque de graines du sol peut être un préalable à la réussite de la restauration des écosystèmes dégradés (Van der Valk et Pederson, 1989).

1.5. Rôle interactif des perturbations sur la banque de graines du sol et la régénération

Les perturbations écologiques agissent non seulement indépendamment, mais aussi en synergie (McNaughton, 1983; Valone, 2003). La pâture diminue la phytomasse et la hauteur des herbes, et réduit ainsi l'intensité des feux par la réduction du combustible (Sawadogo, 2009). Le surpâturage provoque une détérioration physique des sols avec l'apparition des plages de sols nus impropres à l'occupation par la végétation (Sawadogo, 2009). Il diminue ou supprime la biomasse herbacée (Sawadogo *et al.*, 2005), et élimine ainsi leur compétition avec les ligneux pour l'eau et les nutriments. Cela avantage le recrutement et l'établissement des jeunes plants, et élimine les risques de feu dans les savanes. En effet, la pâture en réduisant la charge du combustible par consommation et piétinement, baisse par conséquent l'intensité et la fréquence du feu (Sawadogo *et al.*, 2008). Elle contribue aussi à réduire la capacité de régénération de certaines espèces très appréciées par les herbivores (Sawadogo, 2009). La régénération par les rejets de souche est favorisée par l'effet synergique du feu et de la pâture mais ces pousses sont sujettes à la mortalité ultérieurement (Dembélé, 1996). Cependant, Dayamba (2010) parvient à la

conclusion que le feu engendre des effets négatifs sur les rejets de souches, alors que la pâture n'a pas d'effets significatifs. La coupe sélective de son côté fournit temporairement plus d'espaces et de ressources pour l'augmentation des espèces herbacées (Wiegand *et al.*, 2006) qui en retour attire les herbivores. Elle peut également favoriser la dominance d'espèces tolérant la sécheresse comme les herbes, pendant que la pâture réduit leur abondance. La coupe sélective des arbres, et l'action des herbivores réduisent la disponibilité des fruits et des graines. Ainsi, les effets interactifs de ces perturbations influencent la résilience des écosystèmes positivement ou négativement, en fonction de leur sévérité (Sapkota, 2009).

II. Perturbations et évolution des principales propriétés physico-chimiques du sol

2.1. Action du feu sur les propriétés physico-chimiques du sol

Le feu intervient surtout sur les propriétés chimiques et biochimiques des sols, et très peu sur ses propriétés physiques (Bruzon, 1995). Son action sur le cycle des minéraux est la facette la plus importante de l'écologie du feu (Bruzon, 1995; DeBano *et al.*, 1998). L'effet direct du feu sur le sol est la libération d'une importante quantité de cendres qui noircit la surface du sol. Ce tapis de cendres engendre des conséquences physiques et physico-chimiques dans la partie superficielle du sol.

Il enrichit les premiers centimètres des sols en éléments minéraux tels que le Calcium (Ca), le Magnésium, le Potassium (K), et surtout le Phosphore (P) assimilable par les végétaux (DeBano *et al.*, 1998). Cependant, il est responsable de la perte en Azote et en matière organique ; et lorsqu'il est précoce, il entraîne un léger accroissement de la fertilité du sol, et la diminue quand il est tardif (Bruzon, 1995).

Il agit indirectement sur la structure du sol en éloignant la pédofaune du sol, responsable de la porosité du sol à travers les galeries qu'elle y crée. L'effet du feu sur l'eau du sol est variable. En supprimant la litière et le couvert végétal, il peut entraîner une réduction de l'adsorption et le pourcentage d'infiltration, et une augmentation de l'évaporation (Bruzon, 1995). Les feux fréquents peuvent provoquer un encroûtement du sol, augmenter le ruissellement, réduire la matière organique du sol et la stabilité des agrégats ainsi que la porosité du sol et la vitesse d'infiltration de l'eau (Mills et Fey, 2004). Cependant, Certaines études (Savadogo *et al.*, 2007; Santi, 2011; Savadogo *et al.*, 2012) ont prouvé que les feux précoces peuvent également favoriser l'infiltration de l'eau dans le sol.

2.2. Action de la pâture et de la coupe sélective de bois sur les propriétés physico-chimiques du sol

La pâture et la coupe de bois dans les formations savanicoles sont les principaux facteurs de prélèvement de la biomasse végétale. Ces prélèvements peuvent affecter les propriétés biogéochimiques des sols. L'effet de la pâture sur le sol se manifeste à travers la pression mécanique exercée par les sabots des animaux qui contribue à dégrader la structure du sol *via* la compaction et la réduction de la porosité du sol (Warren *et al.*, 1986). Elle agit principalement sur les sols par le piétinement, et le dépôt de fèces et d'urine (Sawadogo, 2009). Le piétinement par le bétail au moment de la pâture accroît la compaction du sol (Sawadogo, 2009) surtout quand le sol est humide (Warren *et al.*, 1986). Les urines, et les dépôts de fèces constituent de leur côté une source de P, N, K, et d'autres micronutriments (Mills et Fey, 2005). En outre, le surpâturage associé à la diminution de la litière et de la couverture végétale expose le sol à l'action directe des gouttes de pluies (Russell *et al.*, 2001) et au ruissellement. Cette combinaison peut aussi produire des substances hydrophobiques pouvant diminuer le taux d'infiltration de l'eau dans le sol (Emmerich et Cox, 1992). Certains auteurs remarquent aussi que la pâture, particulièrement à forte pression, contribue à réduire l'infiltrabilité de l'eau dans le sol (Hiernaux *et al.*, 1999; Savadogo *et al.*, 2007; Santi, 2011).

La coupe sélective de bois qui est une forme courante de prélèvement de la biomasse pour la satisfaction des besoins domestiques, crée des vides dans les communautés végétales. Ces vides réduisent par conséquent la compétition pour les ressources telles que l'eau, la lumière, et les nutriments et provoquent des changements sur la température du sol (Bullock, 2000).

Après le parcours de la littérature, il ressort que le feu précoce, la coupe sélective de bois et la pâture n'ont pas que des effets néfastes sur l'environnement comme le pense bon nombre de personnes. Ces perturbations en fonction de leur intensité et de la saison peuvent être utilisées dans nos écosystèmes savanicoles comme outil de gestion et d'aménagement pourvue qu'elles soient contrôlées.

Chapitre II. Présentation des sites d'étude

I. Milieu physique

1.1. Localisation des deux sites d'étude

Les travaux de terrain se sont déroulés dans les forêts classées de Laba et de Tiogo, situées dans la province du Sanguié. Elles ont pour coordonnées géographiques respectives 11°40'N, 2°50'W et 12°13'N et 2°42'W. Selon Fontès et Guinko (1995), ces deux forêts sont situées dans la zone de transition entre les zones nord-soudanienne et sud-soudanienne sur le plan phytogéographique (Figure 1). La forêt classée de Laba (Figure 2) couvre une superficie de 18 501 ha et est située sur l'axe Ouagadougou Bobo-Dioulasso à 150 km de la ville de Ouagadougou, et celle de Tiogo (Figure 3) d'une superficie de 30 389 ha est située sur l'axe Koudougou-Dédougou à 40 km de la ville de Koudougou. Ces deux forêts ont été classées par l'administration coloniale en 1936 pour la forêt classée de Laba et en 1940 pour celle de Tiogo (FAO, 2004). Toutes ces deux forêts sont situées le long du *Mouhoun* qui est le seul fleuve à régime permanent du pays.

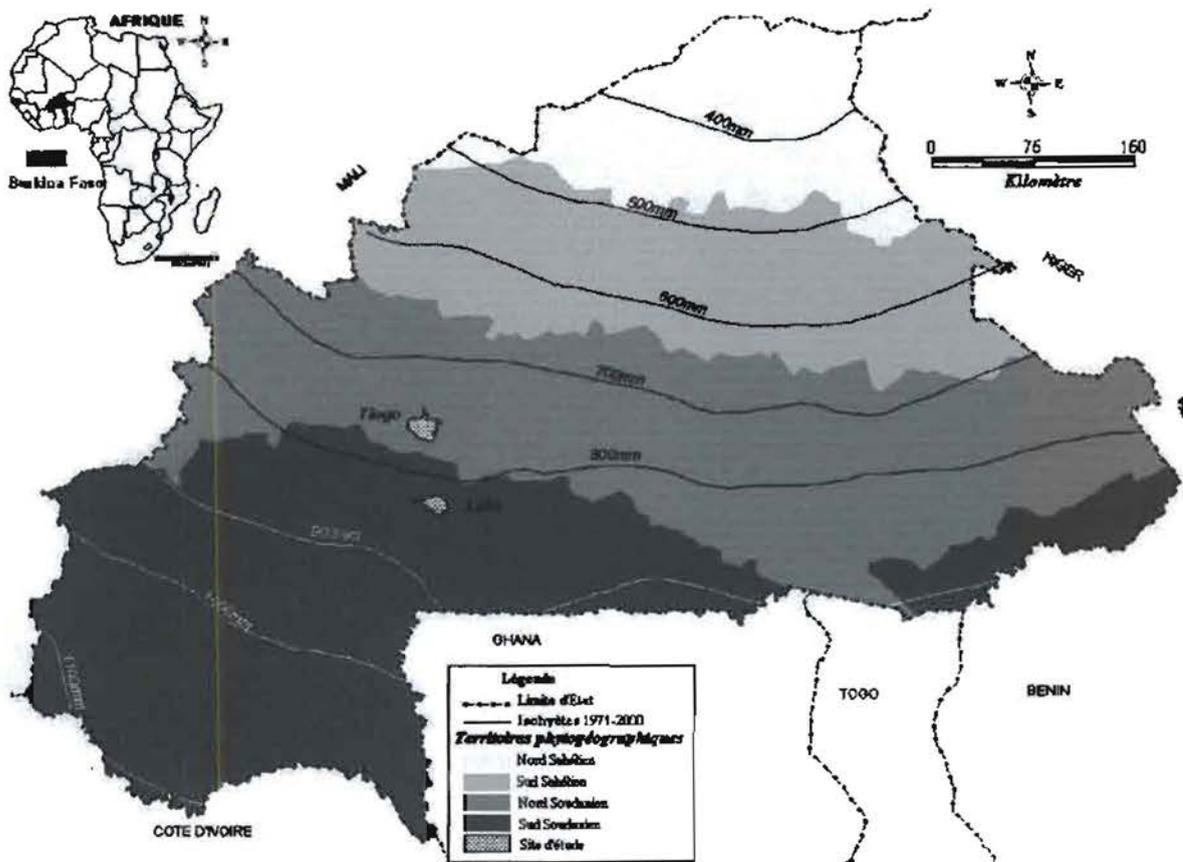


Figure 1: Localisation des forêts classées de Tiogo et de Laba selon la zone phytogéographique et les isohyètes (Réadaptée en Avril 2007 par CTIG/INERA /Burkina Faso après Fontès et Guinko 1995 et la Direction Nationale de Météorologie).

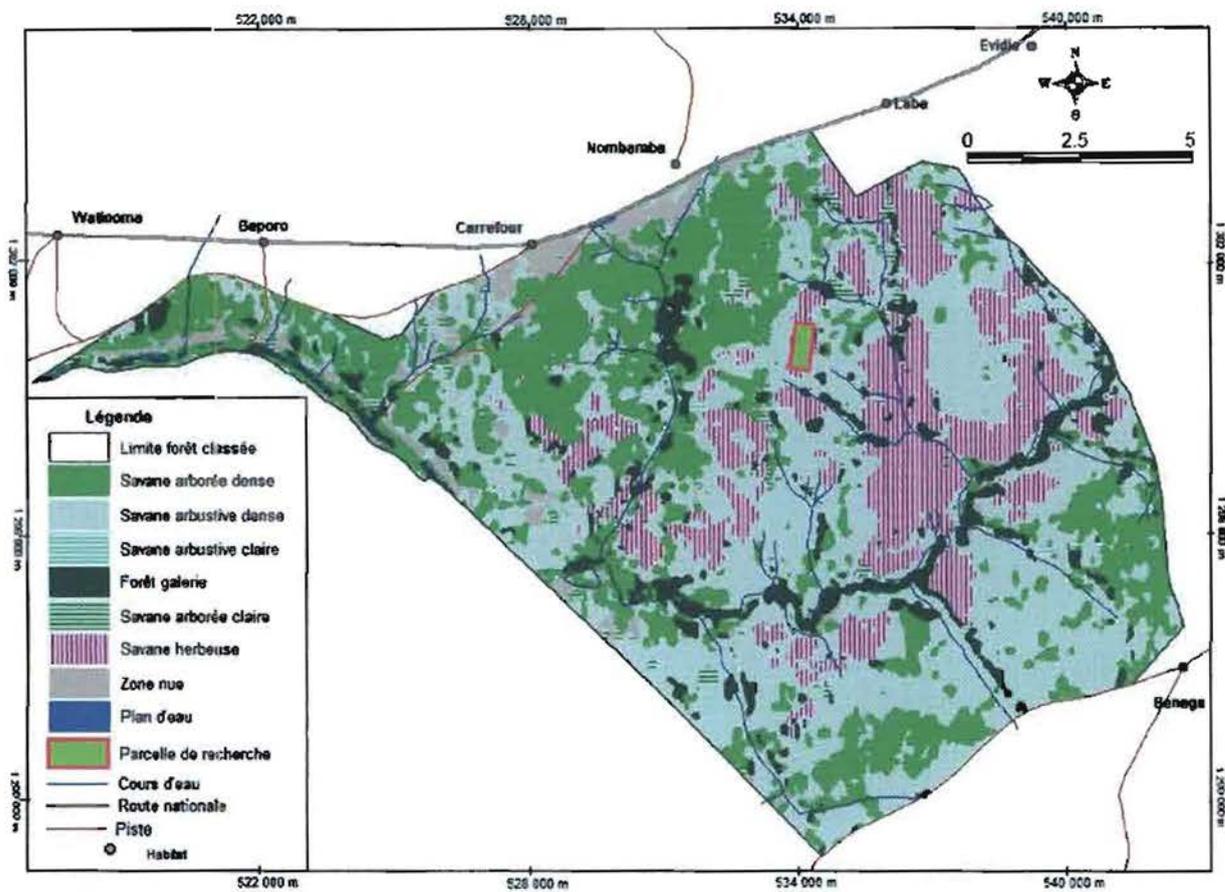


Figure 2: Carte d'occupation des terres de la forêt classée de Laba avec localisation du dispositif de recherche (Source: Fontès et Guinko 1995 modifié par le CTIG/INERA/Burkina Faso, Décembre 2010).

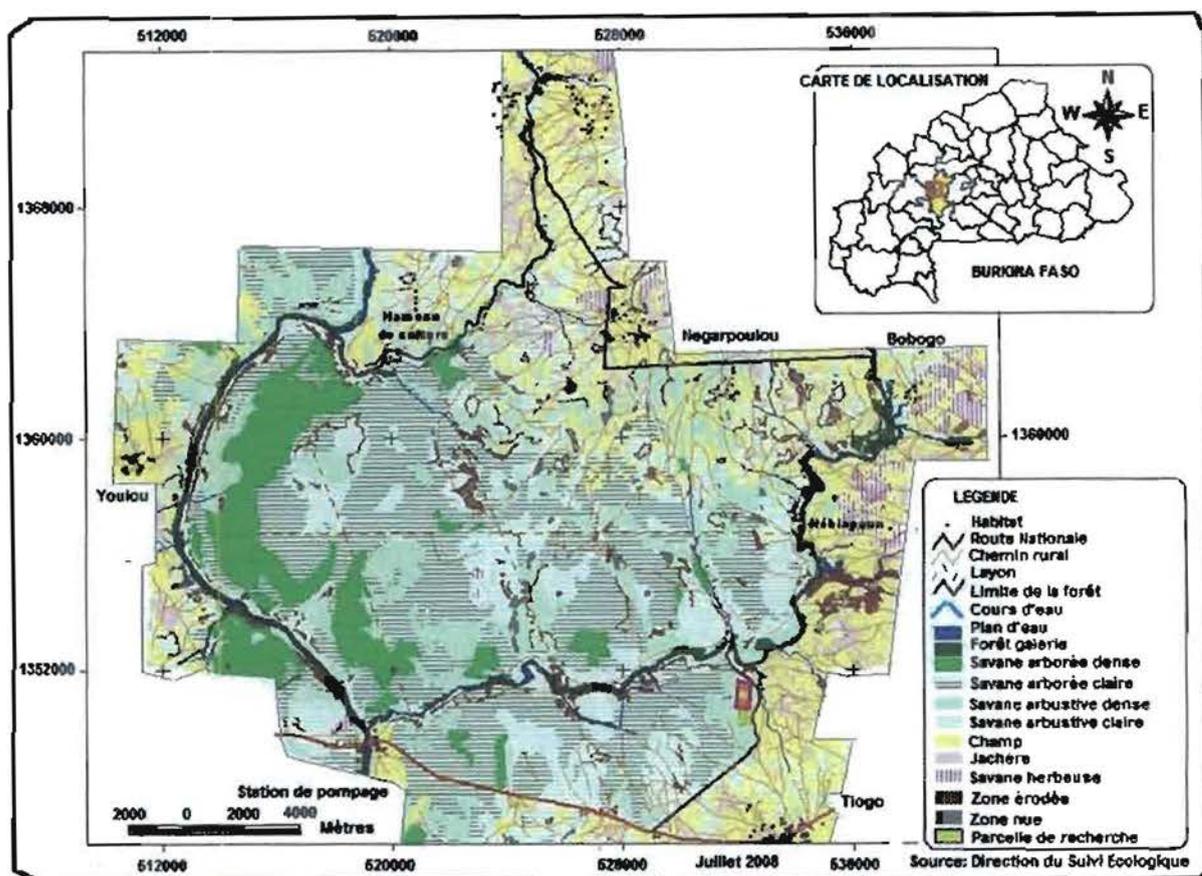


Figure 3: Carte d'occupation des terres de la forêt classée de Tiogo et des terroirs riverains. (Source: Fontès et Guinko 1995 adapté par BKF 2001).

1.2. Climat

Les deux forêts classées appartiennent au climat soudanien caractérisé par deux saisons: une saison pluvieuse allant de Mai à Octobre et une saison sèche de Novembre à Avril. Les données climatiques ont été fournies par les mini stations météo installées à l'intérieur de chacune des deux forêts classées par le Département Productions Forestières (DPF) de l'Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA).

1.2.1. Précipitations

La figure 4 ci-après indique l'évolution de la pluviosité annuelle totale de Laba et de Tiogo de 1992 à 2011. La hauteur moyenne annuelle d'eau recueillie durant ces 19 dernières années est de 916 ± 158 mm à Laba et de 837 ± 158 mm à Tiogo. Le nombre de jours de pluie en moyenne est de 64 ± 16 à Laba et de 62 ± 12 à Tiogo. A Laba, l'année 2002 est l'année la moins pluvieuse

(674mm), et la plus pluvieuse est 2009 avec une hauteur d'eau annuelle de 1138 mm. Cependant, à Tiogo la moins pluvieuse est l'année 2000 avec 581 mm d'eau, et la plus pluvieuse est 1995 avec 1195 mm. Ces observations indiquent une répartition inégale de la pluviométrie d'une année à l'autre, ainsi que d'un site à l'autre.

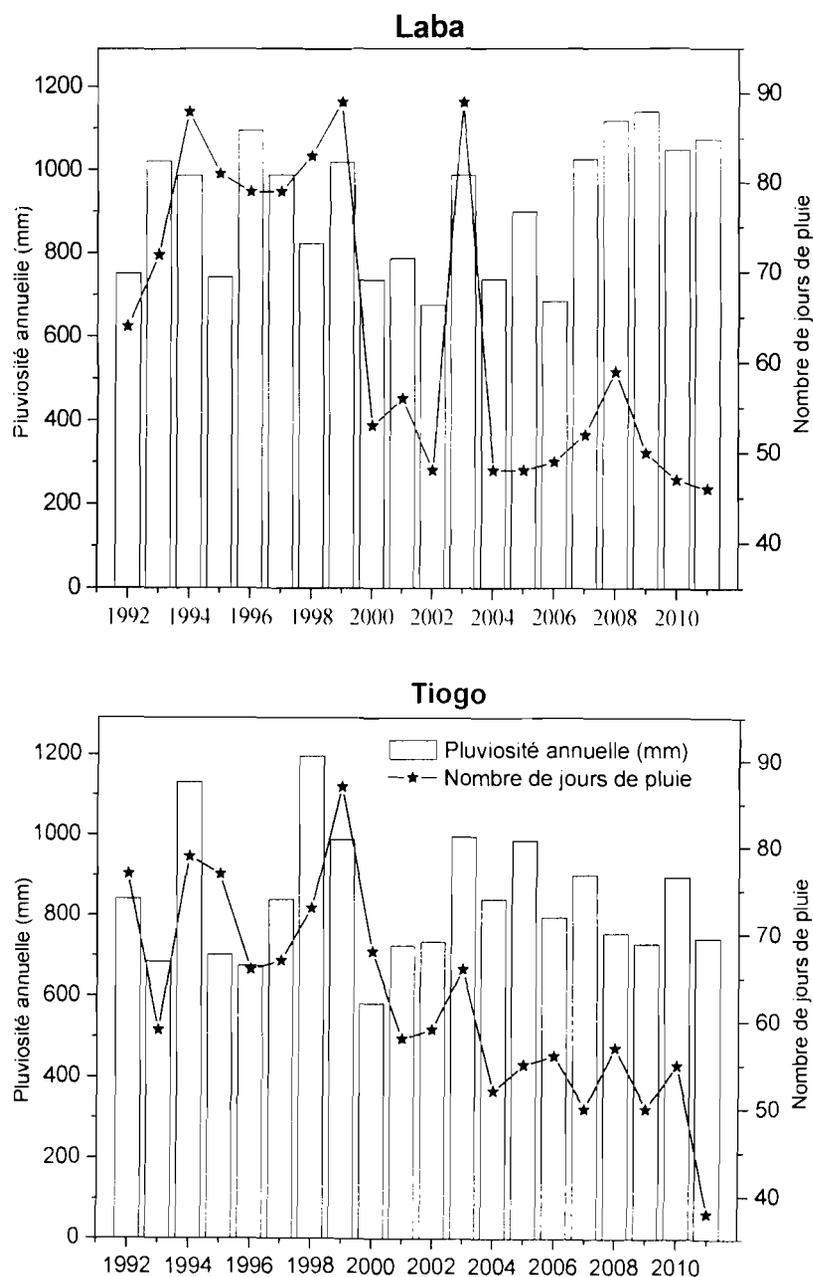
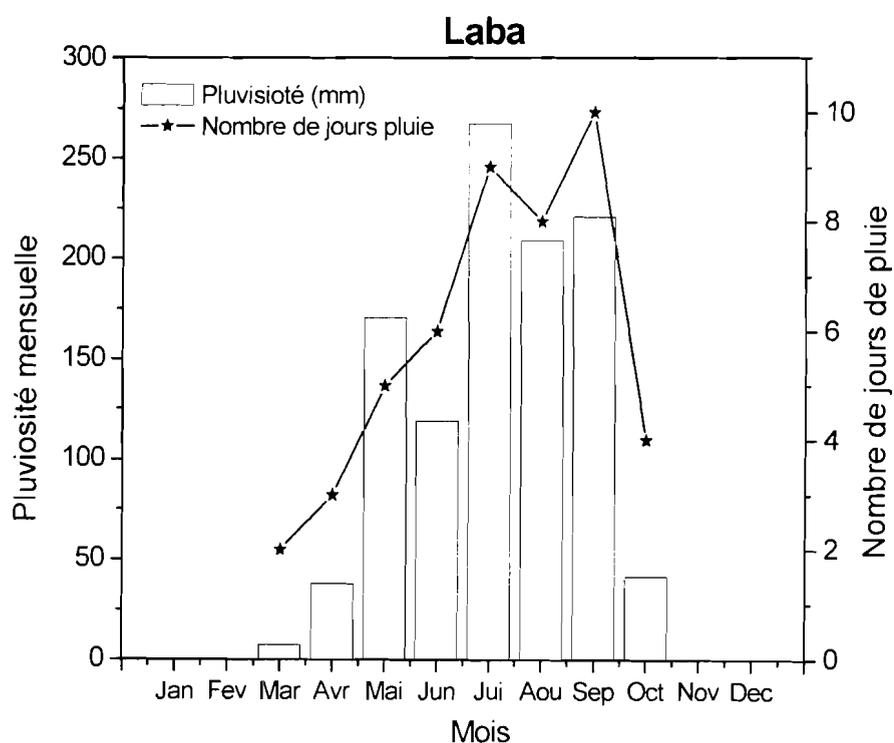


Figure 4: Pluviosité annuelle et nombre de jours de pluie des forêts classées de Laba et de Tiogo de 1992 à 2011.

La figure 5 ci-dessous présente la pluviosité de l'année 2011 à Laba et à Tiogo. Elle indique les variations inter mensuelles des pluies: lesquelles variations affectent la durée de la saison sèche et les bilans hydriques des sols, qui sont des paramètres très importants pour la végétation (Savadogo, 2002). Les précipitations sont concentrées sur une partie de l'année. A Laba, le mois de juillet est le plus pluvieux avec 267 mm d'eau de pluie tombée en 9 jours, alors qu'à Tiogo, le mois d'Août est le plus pluvieux avec 264 mm d'eau de pluie tombée en 10 jours. Ces observations montrent une répartition inégale des précipitations au cours de l'année sur les deux sites.



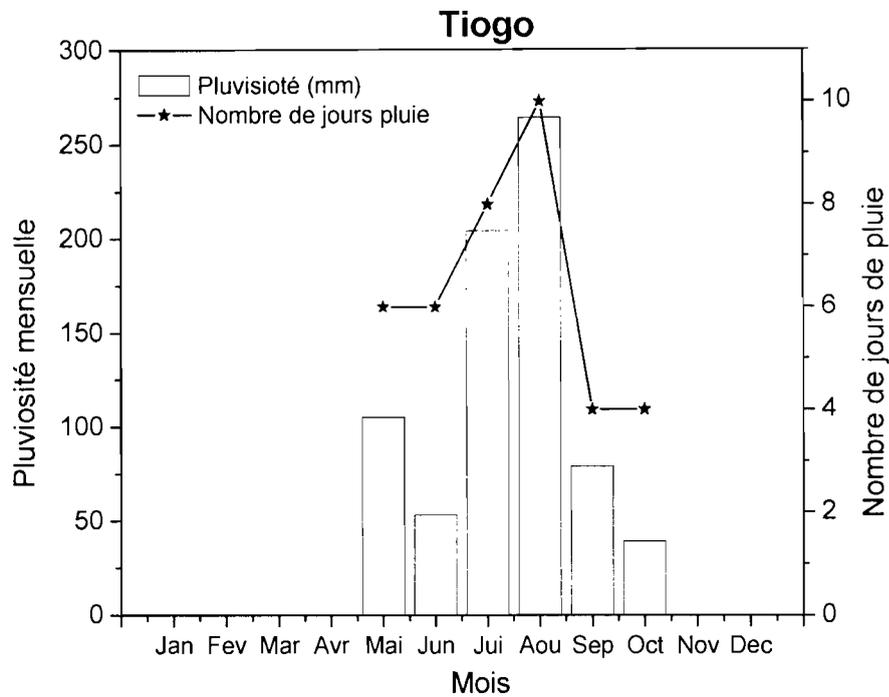


Figure 5: Pluviosité mensuelle et nombre de jours de pluie des forêts classées de Laba et de Tiogo en 2011.

1.2.2. Températures

Dans la province du Sanguié, on assiste à l’alternance d’une période froide et d’une période chaude comme sur l’ensemble du territoire national. Durant la période froide qui va de décembre à février, on a des minima variant entre 14 et 15 °C. La période chaude (mars à octobre) connaît des maxima variant entre 32 et 40 °C. La moyenne annuelle est de 24 °C avec une amplitude thermique de 15 °C (Savadogo, 2002).

1.2.3. Vents

Deux types de vents soufflent sur le village de Laba et de Tiogo comme partout dans le pays, et modifient le régime des pluies (Balay *et al.*, 1982). Les alizés boréaux ou harmattan qui sont des vents fortement desséchant, soufflent en période sèche et fraîche de décembre à avril et les moussons qui interviennent de mai à octobre durant la période pluvieuse.

1.3. Relief et sols

La province du Sanguié possède un relief peu accidenté avec une altitude moyenne de 300 m au-dessus du niveau de la mer. Le relief des deux forêts classées est plat et monotone dans l'ensemble avec un certain nombre de buttes cuirassées (Sawadogo, 2009).

Nouvellet et Sawadogo (1995) dans leur étude pédologique sur les dispositifs expérimentaux des deux forêts, distinguent les principaux types de sols suivants:

- ✓ les sols peu évolués : les sols sablo-argileux ou gravillonnaires en surface, gravillonnaire en profondeur;
- ✓ les sols hydromorphes rencontrés principalement le long du fleuve Mouhoun et de ses affluents;
- ✓ les sols à sesquioxyde de fer de profondeur variable.

Driessen *et al.* (2001) ont trouvé dans les deux forêts classées les caractéristiques chimiques suivantes de ces sols résumées dans le tableau ci-dessous:

Tableau 1: Caractéristiques chimiques des sols des dispositifs expérimentaux de la forêt classée de Laba et de Tiogo (Valeurs moyennes \pm Ecart type).

Eléments	Laba	Tiogo
Matière organique totale (%)	2,1 \pm 0,6	1,8 \pm 0,7
Azote totale (%)	0,1 \pm 0,0	0,1 \pm 0,0
C/N (%)	15,9 \pm 4,9	11,4 \pm 4,6
Phosphore assimilable (ppm)	1,3 \pm 1,0	1,4 \pm 0,7

1.4. Faune

Même si la faune des forêts classées de Laba et Tiogo n'est plus fréquemment rencontrée, elle était jadis assez diversifiée (DRET/CO, 1995). Les singes rouges (*Erythrocebus patas*) sont les animaux les plus nombreux dans ces forêts (Sawadogo, 2009). Le même auteur constate aussi que la grande faune est caractérisée par la présence des éléphants (*Loxodonta africana*) qui prennent part dans la modélisation du paysage de ces deux forêts en écorçant les arbres. Ces deux forêts abritent aussi une pédofaune et une faune terrestre et aquatique. Cependant, à l'instar

des autres aires protégées du Burkina Faso, ces deux forêts sont soumises à de pressions élevées se manifestant par le braconnage, la pression pastorale, les exploitations agricoles et forestières, et les feux de brousse. Ces pressions anthropiques entraînent la dégradation de la niche écologique des animaux. Selon l'IUCN (2009), elles sont sans doute responsables de la disparition de certaines espèces. La faune doit être protégée car elle contribue à la réalisation de fonctions écologiques importantes telles que la pollinisation et la dispersion des semences forestières (Meysman *et al.*, 2006).

1.5. Végétation

Les deux forêts font partie du réseau des aires protégées du Burkina Faso qui couvre des paysages diversifiés allant du sahel à des savanes arbustives ou arborées en zone soudano-guinéenne (IUCN, 2009). Pour Fontès et Guinko (1995), ces deux forêts abritent les mêmes types de végétation, car elles sont situées dans la même zone phytogéographique. Les végétations se présentent sous forme de mosaïque comme les sols. Les principaux types physiologiques de végétation rencontrés selon Sawadogo (2009) sont les suivants:

- une savane arborée claire majoritairement rencontrée à Tiogo tandis qu'à Laba, la savane arborée dense est plus représentée;
- une savane arbustive qui est plus représentée à Laba qu'à Tiogo. Cette savane arbustive, est en générale claire à Laba, et dense à Tiogo;
- des formations ripicoles boisées installées principalement sur les berges du fleuve *Mouhoun* et ses affluents;
- une savane herbeuse caractérisée par des sols superficiels gravillonnaires;
- une végétation de jachère récente ainsi que des champs clandestins se retrouvent dans la forêt classée de Tiogo et représentent près de 8 % de sa superficie.

Traoré (2008) trouve aussi dans la forêt classée de Tiogo, une végétation inféodée aux termitières cathédrales constituant des îlots de végétation.

Les principales espèces ligneuses rencontrées dans ces formations sont: *Detarium microcarpum* Guill. & Perr., *Vitellaria paradoxa* C.F.Gaertn., *Burkea africana* Hook., *Anogeissus leiocarpus* Guill. & Perr., *Combretum micranthum* G.Don, *Acacia macrostachya* Rchb. ex G.Don. Les *Poaceae* annuelles les plus dominantes sont : *Andropogon pseudapricus* Stapf, *Loudetia togoensis* (Pilg.) C.E.Hubb., *Pennisetum pedicellatum* Trin., *Rottboellia exaltata* L.f., *Diheteropogon hagerupii* Hitchc., *Microchloa indica* (L.f.) P.Beauv. La strate herbacée

vivace est majoritairement représentée par *Andropogon gayanus* Kunth, *Andropogon ascinodis* C.B.Clarke, *Diheteropogon amplexans* (Nees) Clayton. Les phorbes telles que *Cochlospermum planchonii* Hook.f. ex Planch., *Borreria sp.* y sont les plus représentées.

1.6. Hydrographie

La province du Sanguié est située dans le bassin versant du fleuve *Mouhoun* dont le cours d'eau principal traverse le département de Dassa et longe ceux de Ténado, Pouni et Zawara constituant ainsi des limites naturelles avec la province du Mouhoun. Des multiples cours d'eau intermittents parcourant la province sont tous des affluents du fleuve *Mouhoun*. Les principaux sont du Sud au Nord, le Bobo qui arrose le département de Zawara, le marigot de Koudougou qui arrose les départements de Pouni et Ténado et le Vranso alimente les départements de Ténado, Kyon, Réo et Kordié. Il y a également des rivières et marigots saisonniers ainsi que des barrages et retenues d'eau de moindre importance. Concernant les eaux souterraines, le Sanguié présente aussi de bonnes potentialités hydriques.

II. Milieu humain

2.1. Population

Selon le recensement général de 2006, la population de la commune de Ténado (abritant le village de Tiogo) est estimée à 45 506 habitants et celle de la commune de Zawara (contenant le village de Laba) à 21 097 habitants (INSD, 2007). La population de Laba est constituée principalement de l'ethnie Nouni, tandis que les Lyela dominent à Tiogo. En plus de ces ethnies, une communauté importante de Mossé vit également dans ces localités depuis la sécheresse de 1970, et des Peuls pasteurs installés aux abords des forêts classées. Le centre de soins de la lèpre, installé dans les années 1950 à Tiogo, a attiré des malades et leurs accompagnants venus de certains pays de la sous-région comme le Mali, le Niger et le Togo. Certains y sont restés après guérison (Sawadogo, 1996), et une enclave leur est concédée dans la partie sud de la forêt classée de Tiogo (Sawadogo, 2009).

2.2. Activités

2.2.1. Agriculture

Elle est la principale activité des populations de Laba et de Tiogo à l'instar des autres communautés rurales du pays. C'est une agriculture de subsistance totalement dépendante de la pluie, consommatrice d'espace et sans apport de fertilisants à la terre (Sawadogo, 2009). Les

principales spéculations sont: les céréales (*Sorghum bicolor*(L.) Moench, *Panicum miliaceum* L. et *Zea mays* L.), les légumineuses (*Arachis hypogaea* L., *Vigna unguiculata* (L.) Walp.) et le coton (*Gossypium hirsutum* L.). L'agriculture de contre-saison est aussi exercée à petite échelle dans quelques zones favorables.

L'augmentation rapide de la population conjuguée à « l'agriculture minière » et la pluviosité erratique entraîne une dégradation des sols et une augmentation des superficies des champs. L'intensification de la culture du coton a de plus stimulé la conquête de nouvelles terres (Sawadogo, 2009). Les populations se tournent vers les forêts classées qui sont perçues comme des « banques de terre » pour y installer des champs clandestins. Cela est bien visible dans la partie sud de la forêt classée de Tiogo où l'on assiste au défrichage, à la calcination des souches (Savadogo, 2002) et constitue une menace sérieuse pour la survie de cette formation naturelle.

2.2.2. Elevage

L'élevage pratiqué dans ces villages (Laba et Tiogo) est de type extensif, avec une tendance à la sédentarisation des Peuls pasteurs aux alentours des forêts classées à cause de l'occupation des pistes de transhumance et des pâturages par les champs agricoles. Cependant, cette activité est aussi bien pratiquée par les Peuls pasteurs que par les agriculteurs (Sawadogo, 2009). Les deux forêts classées sont fréquentées par le bétail des agro-pasteurs provenant de la province du Sanguié et du Boulkiemdé surtout, et ceux des pasteurs transhumants qui traversent la région. Dans la forêt classée de Tiogo, le bétail est omniprésent surtout en saison des pluies lorsque l'herbe est encore verte et les terres voisines occupées par les cultures (Savadogo, *et al.*, 2007). La capacité de charge de cette forêt avait été estimée à 1.4 Unité bétail tropical (UBT) par hectare (Sawadogo, 1996). Le cheptel est constitué principalement de bovins, d'ovins et de caprins. Cependant, on trouve aussi des porcins des asins et de la volaille dans les ménages.

2.2.3. Exploitation forestière

Il existe dans les zones riveraines des forêts classées de Tiogo et de Laba, des groupements organisés pour exploiter les produits forestiers, notamment pour l'exploitation du bois de feu. L'exploitation se fait selon un plan d'aménagement et suivant un cahier de charge car les deux forêts classées font l'objet d'un aménagement depuis 1990 (Sawadogo, 2009). La coupe s'effectue suivant des critères donnés par le service forestier (Sawadogo, 1996). Le bois débité

est revendu aux grossistes-transporteurs qui ravitaillent les villes de Koudougou et de Ouagadougou.

L'exploitation des produits non ligneux, surtout pratiquée par les femmes concerne la cueillette de produits alimentaires et médicinaux. Les espèces les plus exploitées sont généralement *V.paradoxa*, *Parkia biglobosa* (Jacq.) R.Br. ex G.Don., *Maerua angolensis* DC., *Adansonia digitata* L., *Bombax costatum* Pellegr. & Vuillet (Hagberg *et al.*, 1996). Ce sont en général des produits destinés à l'autoconsommation et le surplus est revendu sur les marchés locaux.

Dans ces localités, la pêche est aussi une activité non négligeable pratiquée sur le fleuve *Mouhoun* et ses affluents. Le bois utilisé pour fumer le poisson, construire les pirogues et fixer les filets provient de ces forêts. Cette exploitation des ressources halieutiques constitue un autre facteur de pression de ces forêts. L'extraction des huîtres et moules, la recherche de tortues peuvent également entraîner des feux dévastateurs de la végétation sur les berges (Sawadogo, 2009).

***DEUXIÈME PARTIE : TRAVAUX DE
RECHERCHES MENÉS***

Chapitre I. Effets du feu, de la coupe sélective de bois et de la pâture sur la banque de graines du sol: potentiel de restauration dans les savanes

I. Introduction

La banque de graines du sol contribue à la diversité et à la dynamique des communautés végétales. Dans certains écosystèmes, elle est cruciale pour la maintenance des espèces (Kemp, 1989; Harrod et Halpern, 2005) ou pour la restauration écologique (Graham et Hutchings, 1988; Van der Valk et Pederson, 1989). Aussi, parce que la longévité des semences varie selon les taxa, la composition et la diversité de la banque de semences peuvent varier substantiellement de celle de la végétation locale (Leck *et al.*, 1989). Les plantes produisent des diaspores qui sont disséminées, tombent sur et dans le sol, puis vont alimenter la banque de semences enfouies dans le sol. L'aptitude de certaines espèces végétales à constituer un stock de graines persistant dans le sol est un élément important à considérer dans les opérations de restauration.

Tout comme la végétation, la banque de graines du sol est dynamique dans sa composition, son abondance et est sous l'influence de facteurs affectant son apport et ses pertes. Les semences peuvent provenir de sources différentes, et parfois situées à de longues distances, de celles des communautés en place. Les semences peuvent avoir été introduites dans la banque de semences au cours d'une année ou les années précédentes et sont exclues de cette banque par l'effet de la germination, la prédation, la sénescence et les pathogènes. C'est la balance entre ces différents processus qui déterminera le taux de renouvellement de la banque de semences dans une localité donnée (Bekker *et al.*, 1997; Laura et Branda, 2000). La banque de semences constitue donc une réserve d'individus à partir de laquelle la population peut se renouveler (Harper, 1977; Grime, 1981); elle assure la conservation de la diversité spécifique.

Dans les savanes sud-soudaniennes de l'Afrique, les perturbations écologiques telles que les feux de brousse, la coupe de bois, et le pâturage incontrôlé sont des phénomènes fréquemment répandus surtout en début de la saison sèche (Barbosa *et al.*, 1999). Ces perturbations contribuent à l'amenuisement des ressources végétales, et peuvent en outre affecter la capacité d'un écosystème à se régénérer à travers ses effets sur le stock de semences du sol et la population de semis. Pour accompagner tout le processus de gestion et de restauration écologique, une évaluation des conséquences des perturbations sur la banque de semences du sol et sa reconstitution dans le temps (Trabaud, 1994) s'impose. La présente étude a donc pour

objectif de comprendre les effets de ces perturbations écologiques sur le stock semencier du sol. Spécifiquement, il s'agit dans les parcelles témoins et celles ayant subi depuis 1992 les traitements feu précoce, pâture et coupe sélective, d'évaluer i) la densité, la composition et la distribution verticale (profondeur) du stock semencier du sol et ii) l'effet des différents traitements sur la banque de semences.

II. Matériel et Méthodes

2.1. Site expérimental

L'étude a été menée sur deux dispositifs factoriels qui ont été installés dans les forêts classées de Laba et de Tiogo pour étudier sur le long terme l'impact du feu précoce, de la coupe sélective de bois, et de la pâture sur la dynamique des strates ligneuse et herbacée en savane soudanienne du Burkina Faso (Figures 6A et 6B). Ces deux dispositifs expérimentaux factoriels de 4 répétitions de 18 parcelles de 2500 m² (50 m × 50 m) chacune et d'une superficie 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). Ces dispositifs factoriels sont subdivisés chacun en 4 blocs soumis de façon aléatoire à dix huit traitements faits de combinaisons des trois facteurs que sont le feu précoce, la coupe sélective de bois et la pâture. Chaque site expérimental comprend 72 parcelles, et les parcelles sont subdivisées en placettes de 25 m² (5 m × 5 m) matérialisées par des bornes en pierres peintes. Des pare-feu périmétraux et inter-parcellaires de 20 à 30 m de large parcourent chaque dispositif. Ainsi 18 hectares sont consacrés aux traitements et 32 ha aux pare-feu.

2.2. Echantillonnage

Les prélèvements de sol ont été effectués en Novembre 2011 sur 16 parcelles de chaque dispositif soumis aux traitements suivants:

- ❖ Témoin: pas de feu précoce, pas de coupe sélective, pas de pâture;
- ❖ Feu précoce: feu précoce, pas de coupe sélective, pas de pâture;
- ❖ Pâture: pas de feu précoce, pas de Coupe sélective, pâture;
- ❖ Coupe Sélective: pas de feu précoce, coupe sélective, pas de pâture.

Tableau 2: Parcelles expérimentales objet d'investigation sur la banque de semences du sol

Site expérimental	Traitement	Parcelles
Laba	Témoin	106, 205, 307, 409
	Feu précoce	101, 201, 306, 405
	Pâturage	112, 211, 313, 415
	Coupe sélective	105, 206, 309, 407
Tiogo	Témoin	114, 208, 303, 415
	Feu précoce	101, 201, 314, 408
	Pâturage	116, 210, 305, 417
	Coupe sélective	108, 214, 315, 403

Sur chaque parcelle, le dispositif de collecte (Figure 7) comprend 4 lignes et sur chaque ligne de transect, l'échantillonnage n'est pas systématique sur toutes les placettes mais plutôt alterné. Ceci nous donne 40 points de prélèvement que nous avons estimé suffisamment représentatifs de chaque parcelle. Les échantillons de sol sont prélevés dans des petits carrés de $25 \times 25 \text{ cm}^2$ à l'aide d'une tarière dans les côtés opposés de chaque quadrat de $5 \times 5 \text{ m}$ dans le souci de prendre en compte l'hétérogénéité de chaque parcelle. A chaque point, trois profondeurs sont considérées: 0-3 cm, 3-6 cm et 6-9 cm. Les échantillons correspondant à chaque placette et à chaque niveau de profondeur sont ensuite mélangés et homogénéisés puis traités comme un seul échantillon au laboratoire. Ainsi, trois échantillons ont été obtenus par placette concernée en concordance avec les trois niveaux de profondeur de prélèvement. Au total, 1920 échantillons de sols ont été prélevés pour le traitement dans des petits carrés (ou tarières). Les échantillons ont été séchés puis conservés à l'ombre pendant 5 mois jusqu'à la mise en culture en Avril.

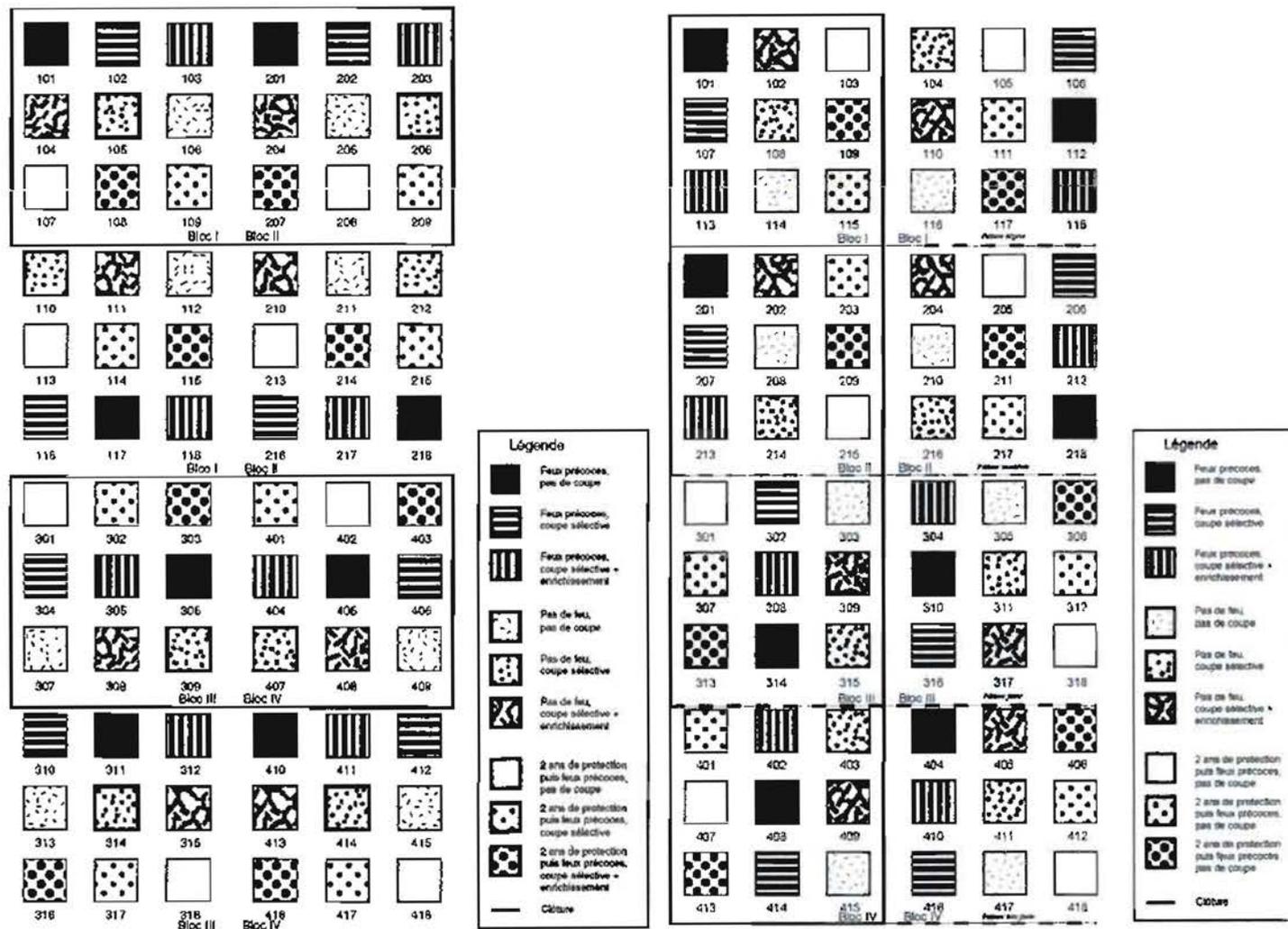


Figure 6: Plan du dispositif expérimental complet de la forêt classée de Laba (A) et de Tiogo (B).

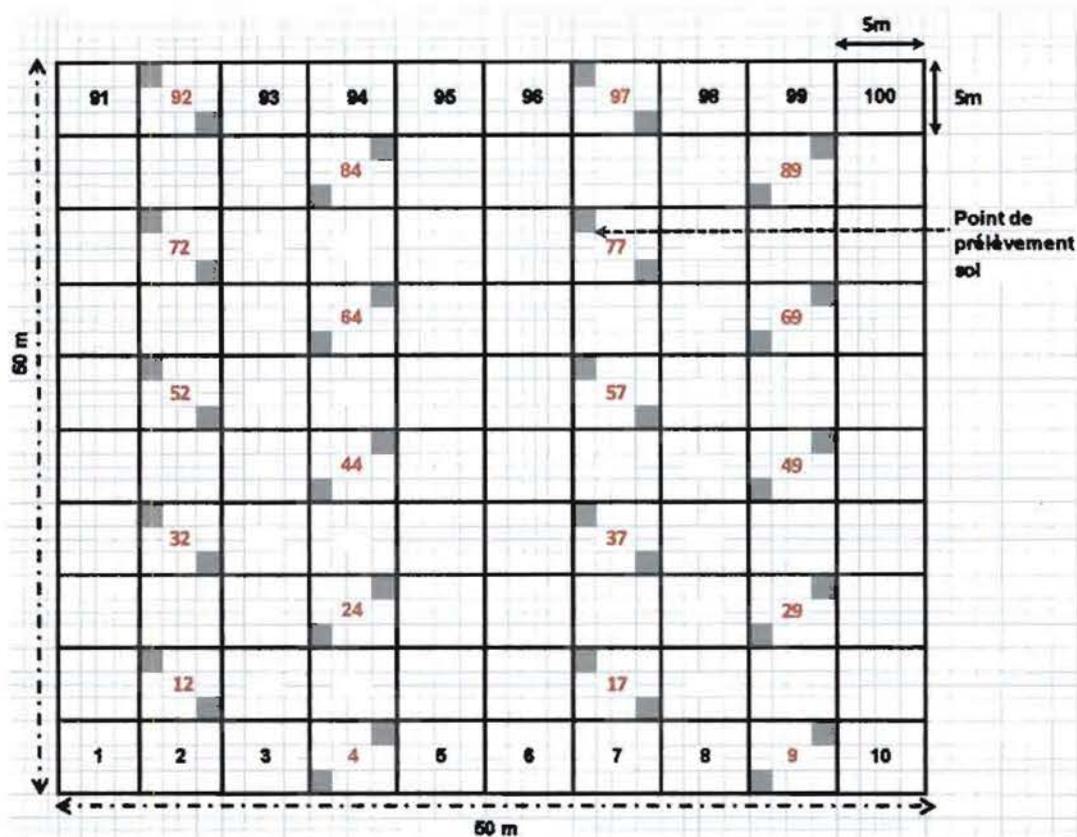


Figure 7: Dispositif des points de prélèvement de sol au sein de chaque parcelle.



1. Vue de la tarière

2. Enfouissement de la tarière dans le sol

3. Vue de la profondeur de prélèvement du sol

Photo 1: Technique de prélèvement du sol pour l'étude du stock semencier (Photo Diawara S., Novembre 2011).

2.3. Estimation des semences viables

L'estimation du stock de semences viables suit les méthodes recommandées par Swaine (2001). Le nombre de semences viables dans le sol est estimé par la méthode de germination indirecte

qui consiste à mettre en germination des échantillons de terre et de compter les plantules qui apparaissent. Cette technique a l'avantage de déceler la fraction viable et non dormante des semences présentes dans les échantillons qui, en réalité est la composante de semences importante pour la restauration naturelle écologique. Pour des raisons logistiques, les échantillons de sol de chaque parcelle, collectés dans quatre placettes ont été emportés dans une serre à la station de recherche de l'INERA. Chaque échantillon de sol est placé dans un pot rectangulaire en polypropylène protégeant des rayons Ultra-Violet à une profondeur de 4 cm (Photo 2). Les échantillons sont arrosés régulièrement deux fois par jour, afin de s'assurer des conditions idéales d'humidité. A chaque fois que des plantules émergentes sont identifiées (suivant International Plant Names Index www.ipni.org), elles sont laissées dans les pots afin de confirmer leur identification au cours de leur phase de croissance. Les pots sont disposés sur des palettes à l'intérieure de la serre (Photo 3) où les conditions idéales uniformes de germination des semences viables sont octroyées à tous les échantillons. Pour faciliter le drainage de l'eau, les pots ont été perforés. Les températures moyennes à l'intérieure de la serre au cours des quatre semaines de suivies était de $29,5 \pm 1,6$ °C le matin, $48,3 \pm 5,9$ °C à midi et $36,5 \pm 4,9$ °C le soir. Les valeurs de l'humidité relative étaient respectivement de $78,3 \pm 9,7$ %, $11,2 \pm 24,3$ %, et $33,8 \pm 28,4$ % pour le matin, à midi et le soir. Pour éviter les erreurs de contamination avec d'autres semences, 10 pots supplémentaires ont été inclus contenant du substrat pris à l'intérieur de la serre et disposés au hasard; en outre 10 pots contenant du sable stérilisé sont aussi placés au hasard afin de détecter toute contagion due au contact de l'air.



Photo 2: Echantillon de sol dans un pot rectangulaire en polypropylène protégeant des U.V. (Photo Diawara S. Avril 2012).

Photo 3: Vue interne de la serre contenant les pots entreposés sur les palettes (Photo Diawara S., Avril 2012).

2.4. Analyses des données

Afin de déceler l'effet des traitements feu, pâture et coupe sélective et la profondeur de prélèvement sur le potentiel de la banque de semences en termes de composition, de densité et de richesse spécifique, les données ont été analysées selon la procédure suivante. Le nombre de graines germées ainsi que la richesse spécifique par placette et par couche de prélèvement de sol ont d'abord été agrégés par parcelle et ensuite convertis en densité (nombre de semis/m²). Préalablement à l'analyse, l'exploration de données a été réalisée suivant le protocole décrit par Zuur *et al.* (2010). Etant donné que nous avons des données de comptage, nous avons utilisé un modèle linéaire généralisé (GLM) avec une distribution de Poisson pour tenir compte des erreurs non-normales et du fait que les écarts augmentent avec les moyennes dans les données de comptage (Crawley, 2007). Le modèle linéaire utilisé était le suivant:

$N_{i,k} \sim P(\exp(\mu + \alpha_i + \beta_k + \gamma_{i,k}))$, où $N_{i,k}$ est le comptage de semis par unité de surface ou la richesse s dans la parcelle i au niveau du site k , P dénote la distribution de Poisson, μ , α_i , β_k et $\gamma_{i,k}$ sont les paramètres du modèles.

Du fait que l'examen des erreurs résiduelles indiquait une large dispersion (le coefficient de dispersion était toujours $> 2,4$), l'analyse a été reconsidérée en utilisant une quasi-probabilité pénalisée avec des erreurs de type Poisson. Lorsqu'une différence significative est détectée, le test de comparaison de Tukey au seuil de 5 % est utilisé par la suite les comparaisons multiples.

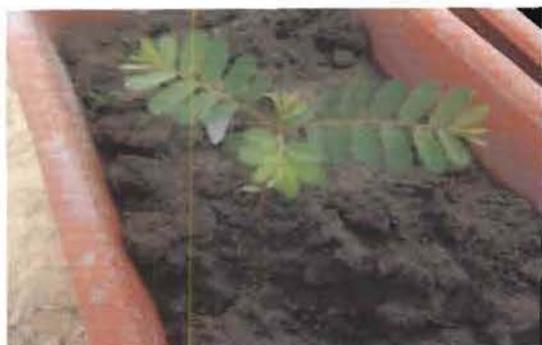
Toutes les analyses statistiques et les calculs de diversité ont été effectués dans le logiciel de statistique R (R Development Core Team, 2012).

Aussi, afin d'évaluer la diversité β (similarité entre les différents traitements), l'indice de similarité de Jaccard est calculé sur la base de la présence/absence des espèces. Indice de Jaccard $C_j = j / (a + b - j)$, où j = nombre d'espèces communes aux parcelles des deux traitements A et B, a = nombre d'espèces sur les parcelles de traitement A et b = nombre d'espèces au niveau des parcelles de traitement B. Il varie entre 0 et 1, et une valeur proche de 1 indique une grande similarité entre les sites d'où une faible diversité β (Magurran, 2004).

III. Résultats

3.1. Composition de la banque de graines du sol

Au total, 38 taxons dont un non identifié ont été recensés au cours de l'expérimentation (4 semaines). Les graines germées (photo 4) au niveau de chaque site appartenaient à 23 et 32 espèces respectivement à Laba et à Tiogo. Ces taxons appartenaient à 8 familles et 23 genres à Laba et 12 familles et 31 genres à Tiogo (Tableau 3). Sept (7) espèces ont germé dans les pots contenant du sol pris dans la serre par contre aucune espèce n'a germé dans les pots contenant le sable stérilisé. Nos résultats indiquent que les deux sites ont en commun 9 familles représentées majoritairement par les *Poaceae* et les 4 autres familles (*Amaranthaceae*, *Asteraceae* ou *Compositae*, *Caesalpiniaceae*, et *Rubiaceae*) sont uniquement présentes sur le dispositif de Tiogo. Sur les deux sites, les espèces ayant germé sont essentiellement des herbacées et on note la présence d'une seule espèce ligneuse (*Securinega virosa*) de la famille des *Phyllanthaceae* ou *Euphorbiaceae* sur les parcelles témoins (Laba) et pâturées (Tiogo).



Phyllanthus amarus Schumach.



Cassia mimosoides L.



Brachiaria lata (Schumach.) C.E.Hubb.



Securinega virosa (Roxb. Ex Wild) Bail.

Photo 4: Planche photographique de la germination de quelques espèces de la banque de graines du sol (Photo DIAWARA S., Juin 2012).

Tableau 3: Liste des taxons des graines germées des sols collectés sur le site de Laba et de Tiogo par type de traitement-feu (F), coupe sélective (C), pâturée (P) et protection intégrale (T) (1 = Présence de l'espèce dans les parcelles et 0 = absence). Cntrl = Contrôle

Nom des espèces	Famille	Laba				Tiogo				
		Cntrl	F	C	P	T	F	C	P	T
<i>Acroceras amplexans</i> Stapf	Poaceae	0	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Amaranthus viridis</i> L.	Amaranthaceae	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Andropogon pseudoprizus</i> Stapf	Poaceae	0	0	0	1	0	1	1	1	1
<i>Aristida</i> sp.	Poaceae	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>Aspilia bussei</i> O.Hoffm. & Muschl.	Asteraceae	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Borreria stachydeia</i> (DC.) Hutch. & Dalziel	Rubiaceae	1	0	0	0	0	0	1	1	1
<i>Brachiaria distichophylla</i> Stapf	Poaceae	0	1	0	1	1	1	1	1	0
<i>Brachiaria lata</i> (Schumacher) C.E.Hubb.	Poaceae	1	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Cassia mimosoides</i> L.	Caesalpiaceae	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Corchorus tridens</i> L.	Tiliaceae	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Cyanotis lanata</i> Benth.	Commelinaceae	0	0	0	1	0	1	1	0	0
<i>Cyperus</i> sp.	Cyperaceae	1	1	0	1	1	1	1	0	1
<i>Digitaria argillacea</i> (Hitchc. & Chase) A.Camus	Poaceae	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	Poaceae	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Diheteropogon amplexans</i> (Nees) Clayton	Poaceae	0	1	1	1	1	1	1	1	0
<i>Diheteropogon hagerupii</i> Hitchc.	Poaceae	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Elionurus elegans</i> Kunth	Poaceae	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Inconnu		0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Fimbristylis hispida</i> Kunth	Cyperaceae	0	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Hackelochloa granularis</i> Kuntze	Poaceae	0	1	1	0	0	1	0	1	1
<i>Indigofera colutea</i> (Burm. f.) Merr.	Fabaceae	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Loudetia togoensis</i> (Pilg.) C.E.Hubb.	Poaceae	0	1	0	1	0	1	0	0	0
<i>Mariscus squarrosus</i> C.B. Clarke	Cyperaceae	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Microchloa indica</i> (L.f.) P.Beauv.	Poaceae	0	1	1	1	0	1	1	1	0

Tableau 3 (suite)

Nom des espèces	Famille	Laba					Tiogo			
		Cntrl	F	C	P	T	F	C	P	T
<i>Mollugo nudicaulis</i> Lam.	<i>Molluginaceae</i>	0	1	1	1	1	1	0	0	0
<i>Pandiaka heudelotii</i> (Miq.) Benth. & Hook.f.	<i>Amaranthaceae</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pennisetum pedicellatum</i> Trin.	<i>Poaceae</i>	0	0	0	1	0	1	1	1	0
<i>Phyllanthus amarus</i> Scopmach.	<i>Euphorbiaceae</i>	0	0	0	0	1	1	1	1	0
<i>Phyllanthus maderapatensis</i> Linn.	<i>Euphorbiaceae</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rottboellia exaltata</i> L.f.	<i>Poaceae</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	1
<i>Schizachyrium platyphyllum</i> Stapf	<i>Poaceae</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Securinega virosa</i> (Wil d.) Baill.	<i>Euphorbiaceae</i>	0	0	0	0	1	0	1	1	0
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	<i>Poaceae</i>	0	0	0	1	0	1	1	1	1
<i>Tephrosia pedicellata</i> Baker	<i>Leguminosae</i>	1	1	0	1	1	0	0	1	0
<i>Triumfetta rhomboidea</i> Lindl.	<i>Tiliaceae</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Vicoa leptoclada</i> (Webb) Dandy	<i>Asteraceae</i>	0	0	0	0	0	1	1	1	0
<i>Wissadula amplissima</i> R.E.Fr.	<i>Malvaceae</i>	0	0	1	0	0	1	0	1	0
<i>Zornia glochidiata</i> Rchb. ex DC.	<i>Leguminosae</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1

La nomenclature des espèces a suivi l'International Plant Names Index (IPNI, 2012).

3.2. Influence des traitements sur la richesse de la banque de semences du sol

L'analyse suivant le modèle linéaire généralisé de Poisson de la richesse spécifique en fonction des variables explicatives traitement (feu, coupe sélective, pâture et témoin) et la profondeur de prélèvement du sol indique que seule cette dernière variable avait un effet significatif ($p = 0,021$) sur la richesse spécifique au niveau du site de Laba. Indépendamment des traitements, la couche superficielle avait la plus importante richesse ($2,01 \pm 0,41$) comparativement à la couche 6-9 cm. La couche 3-6 cm avait une richesse qui ne différait pas de la couche la plus profonde (Figure 8). Aucune différence significative n'est observée entre les différents traitements ainsi que l'interaction traitement \times profondeur (Tableau 4A). Au niveau du

site de Tiogo, ni le traitement ni la profondeur de prélèvement et leur interaction n'ont significativement affecté la richesse spécifique observée (Tableau 4B).

Tableau 4: Résultat de l'analyse GLM sur la richesse spécifique (A pour Laba et B pour Tiogo) à l'aide de la loi de distribution de Poisson

A. Laba

	dl	Déviante	dl E.R.	Déviante E.R.	F	Pr (> F)
Intercepte			47	67,875		
Traitement (T)	3	8,098	44	59,777	2,4636	0,07810.
Profondeur (P)	2	9,433	42	50,344	4,3046	0,02108*
T×P	6	5,440	36	44,904	0,8274	0,55645

Seuil de Probabilité : 0 '****' ; 0,001 '***' ; 0,01 '**' ; 0,05 '.' ; 0,1 '*'

B. Tiogo

	dl	Déviante	dl E.R.	Déviante E.R.	F	Pr (> F)
Intercepte			47	115,905		
Traitement (T)	3	17,712	44	98,188	2,6616	0,06268.
Profondeur (P)	2	10,970	42	87,218	2,4720	0,09863.
T×P	6	0,940	36	86,278	0,0706	0,99845

Seuil de Probabilité : 0 '****' ; 0,001 '***' ; 0,01 '**' ; 0,05 '.' ; 0,1 '*'

E.R. = Erreurs Résiduelles

dl = degré de liberté

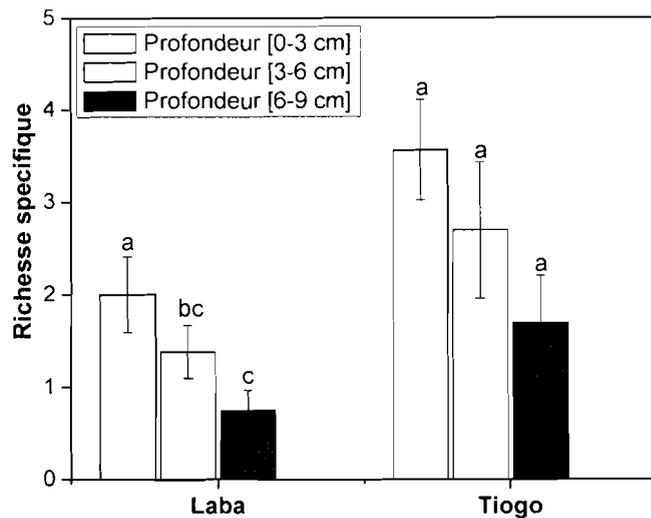


Figure 8: Distribution de la richesse spécifique dans le sol de Laba et de Tiogo. Pour un même site, les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement significatives ($p < 0.05$) selon le test de Tukey.

3.3. Influence des traitements sur la densité des semis

Les résultats du test de germination indiquent que 169 graines ont germées dans les échantillons de sol collectés sur le site de Laba et 496 au niveau du site de Tiogo. Le modèle linéaire général de Poisson indique que le traitement appliqué à la parcelle (feu, coupe sélective, pâture et témoin ou « control ») ainsi que la profondeur de prélèvement du sol ont eu un effet hautement significatif ($p < 0,001$) sur la densité des semis sur chacun des deux sites. Similairement pour les deux sites, la densité des semis est la plus élevée pour des sols prélevés dans la couche superficielle. La couche la plus profonde avait des densités de semis moindres et relativement similaires à la couche intermédiaire (Figure 9). Nos résultats montrent également que les échantillons de sol issus des parcelles pâturées sur le site de Laba regorgent plus de semis que les trois autres traitements qui avaient des valeurs similaires. Par contre à Tiogo, ce sont les parcelles qui brûlent annuellement qui ont enregistrées la plus grande densité (avec des valeurs dépassant même le double des parcelles des autres traitements). Egalement à Tiogo, aucune différence significative entre les traitements pâture et coupe sélective n'a été observée. Pour ce qui est de l'interaction traitement \times profondeur, aucun effet significatif n'a été décelé sur le site de Laba (Tableau 5). Par contre au niveau du site de Tiogo, l'interaction traitement \times profondeur avait un effet marginalement significatif ($p = 0,047$) sur la densité des semis.

Tableau 5: Résultat de l'analyse GLM sur la densité des semis (A pour Laba et B pour Tiogo) à l'aide de la loi de distribution de Poisson

A. Laba

	dl	Déviante	dl E.R.	Déviante E.R.	F	Pr (> F)
Intercepte			47	226,92		
Traitement (T)	3	36,900	44	190,02	4,7940	0,006538**
Profondeur (P)	2	67,582	42	122,44	13,1703	5,1e-05***
T×P	6	15,378	36	107,06	0,9989	0,441049

Seuil de Probabilité : 0 '***' ; 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1

B. Tiogo

	dl	Déviante	dl E.R.	Déviante E.R.	F	Pr (> F)
Intercepte			47	607,72		
Traitement (T)	3	109,559	44	498,16	36,5196	< 2e-16 ***
Profondeur (P)	2	136,628	42	361,54	68,3139	< 2e-16***
T×P	6	12,759	36	348,77	2,1265	0,04703*

Seuil de Probabilité : 0 '***' 0,001 '**' 0,01 '*' 0,05 '.' 0,1 ' ' 1

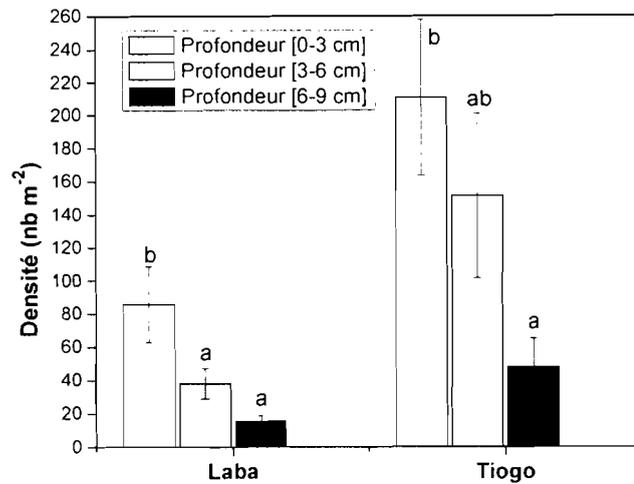


Figure 9: Répartition de la densité des semis (nb. m^{-2}) en fonction des sites de Laba et de Tiogo. Pour un même site, les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement significatives.

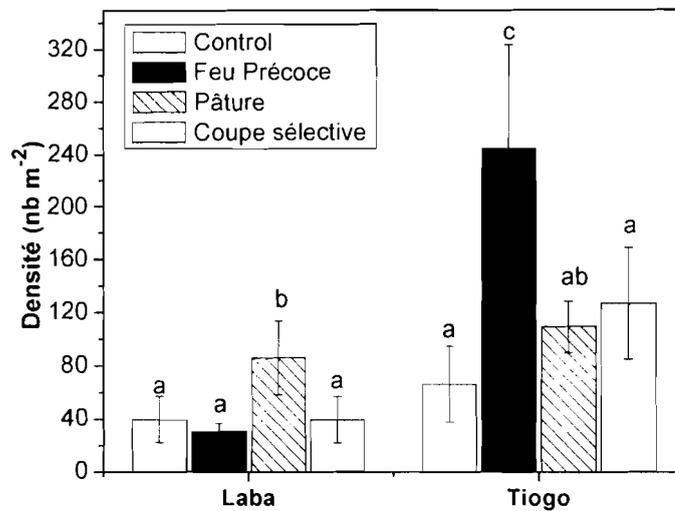


Figure 10: Effet des traitements (feu, coupe sélective, pâturation) sur la densité des semis au niveau des sites de Laba et de Tiogo. Pour un même site, les moyennes avec des lettres différentes sont statistiquement significatives.

3.4. Effet des différents traitements sur la banque de graines du sol

Lorsqu'on compare la composition des espèces des parcelles pâturées et celles brûlant annuellement, on observe que, contrairement au site de Tiogo, les parcelles du site de Laba, sont semblables les unes aux autres comme le montre l'indice de Jaccard qui a la valeur la plus élevée

($C_j = 0,62$) (Tableau 6A). Les parcelles ayant subi la coupe sélective ont la plus faible similitude avec les espèces des parcelles témoins, pâturées et brûlant annuellement (valeurs de C_j moindres par rapport aux autres). Cependant, sur le site de Tiogo une faible similarité du pool des espèces entre les différents traitements a été obtenue (Tableau 6B).

Tableau 6: Coefficient de similarité de Jaccard à Laba (A) et à Tiogo (B)

A. Laba

	Temoin	Coupe Selective	Feu précoce	Pâture
Temoin	1			
Coupe Selective	0,27	1		
Feu précoce	0,33	0,42	1	
Pâture	0,35	0,25	0,62	1

B. Tiogo

	Temoin	Coupe Selective	Feu précoce	Pâture
Temoin	1			
Coupe Selective	0,24	1		
Feu précoce	0,32	0,38	1	
Pâture	0,35	0,41	0,44	1

IV. Discussion

Les études de la germination laissent apparaître en général une faible richesse floristique de la banque de graines du sol sur les deux dispositifs par rapport à la richesse floristique de la strate épigée. En comparant nos résultats de richesse spécifique de la banque de semences du sol (23 espèces herbacées et ligneuses à Laba et 32 espèces herbacées et ligneuses à Tiogo) à ceux de l'inventaire des herbacées en 2011 fait par le DPF à l'INERA Saria sur le site de Laba et de Tiogo, dans lequel il a été recensé 73 espèces à Laba et 79 espèces à Tiogo (Annexe 2), il ressort que la banque de semences ne reflète que partiellement la composition floristique. Cette comparaison révèle seulement la germination de 27 % et 28 % des espèces herbacées de la strate épigée dans la banque de semences du sol respectivement du dispositif de Laba et de Tiogo. Pour la part des espèces ligneuses, seulement 1 % de ces espèces de la végétation épigée était présent

dans chacune des banques de semences du sol. La banque de semences ne reflète donc que partiellement la composition floristique des deux sites. Le fort taux de germination des espèces herbacées pourrait être liée au fait que les deux dispositifs sont situés dans une savane herbeuse. Egalement, de nombreuses espèces présentes dans la communauté en place n'ont pas été retrouvées dans les semis provenant des échantillons de sol. Cette absence de correspondance entre la population des semences enfouies dans le sol et la composition floristique de la végétation épigée a été aussi constatée dans d'autres écosystèmes (Trabaud, 1994; Hérault et Hiernaux, 2004). Cela peut être due à plusieurs raisons: la durée de notre période d'observation (relativement courte qui n'a pas permis d'observer la germination des semences à germination lente ou retardée) et des possibilités de dormance des graines même si elles sont viables. Elle peut être due également à la perte des semences en raison de la prédation par les herbivores (insectes ou rongeurs) juste avant le prélèvement des échantillons de sol (Elberse et Breman, 1989) ou au passage des feux qui aurait détruit certaines graines ou à la dissémination des semences par le vent ou l'eau. La présence dans la banque de graines du sol du site de Tiogo du genre *Amaranthus* n'appartenant pas au cortège floristique normal de la communauté, pourrait être due aux manques de conditions nécessaires à la germination de cette espèce. Il se pourrait qu'elle soit persistante dans le sol pendant plusieurs années c'est-à-dire à l'état dormant avant de germer. Cela pourrait aussi s'expliquer par l'action des agents de dispersion de semences qui l'ont transporté sur le dispositif. Des recherches antérieures font valoir des preuves d'introduction des semences par des agents secondaires comme les animaux et le vent, et qui pourrait changer la composition de la végétation à long terme (Schurr *et al.*, 2005; Snyman, 2005c). L'apparition de la seule espèce ligneuse dans les parcelles exemptées du feu précoce annuel est en accord avec les résultats de Mbaye et Ickowicz (1998) qui ont trouvé que l'absence de feu avantage les espèces à germination lente. Sur le site de Laba, le fort taux de germination des herbacées sur les parcelles pâturées pourrait être dû au fait que la pâture favorise la germination des légumineuses herbacées. En effet, les herbivores à travers le broutage peuvent accroître le taux de régénération de certaines espèces végétales par le passage de graines à travers leur tractus digestif simulant une scarification acide pour les graines (Gufu, 1998; Razanamandranto *et al.*, 2004). Pour le site de Tiogo, le fort taux de germination sur les parcelles qui brûlent annuellement pourrait s'expliquer par le fait que le feu précoce permet le développement des graminées (Mbaye et Ickowicz, 1998) et de certaines phorbes (Dayamba *et*

al., 2010). La germination des phorbes telles que *Borreria scabra* K.Schum. est fortement stimulée par le traitement à la fumée car elle lève la dormance physique de cette espèce (Dayamba *et al.*, 2010). Cependant, la répétition des feux à des intervalles de temps très réguliers, peut entraîner une diminution du taux de germination des ligneux, en raison sans doute, de la réduction de la banque de graines du sol et donner ainsi plus de chances à l'établissement des herbacées (Duguy et Vallejo, 2008).

L'évaluation de la distribution verticale des graines dans le sol montre que la plupart des parcelles, indépendamment du traitement subi ont des densités de semences plus élevées dans les trois premiers centimètres du sol; celles-ci diminuent par la suite avec la profondeur. Ces observations sur la distribution verticale de la banque de semences confirment ce qui est déjà reporté dans la littérature à savoir que la majorité des graines sont situées dans la couche supérieure du sol (O'Connor et Pickett, 1992; Teketay, 1996; Hérault et Hiernaux, 2004). Les variations de la densité de semis en trois couches successives peuvent indiquer des différences entre les espèces en termes de longévité des semences dans le sol, leur mode de dispersion et leur prédation. Getachew *et al.* (2004) ont trouvé qu'en général, l'habilité des graines à germer diminue avec l'augmentation de la profondeur. Enfin, le coefficient de similarité de Jaccard indique une faible similitude entre la diversité des parcelles ayant subi les traitements différents. Ces résultats sont semblables à ceux reportés dans des études antérieures (Dreber et Esler, 2011). Ils suggèrent une certaine préférence de niche écologique des espèces en fonction de l'hétérogénéité spatiale et des perturbations.

CONCLUSION PARTIELLE

Les résultats de cette étude indiquent que les sites étudiés ont un potentiel de régénération à partir de la banque de graines du sol, et que ce potentiel est bien tributaire du type de perturbation. Le traitement appliqué à la parcelle (feu, coupe sélective, pâture et témoin) a eu un effet significatif ($p < 0.001$) sur la densité des semis sur chacun des deux sites. Sur le site de Laba, ce sont les parcelles pâturées qui ont regorgées plus de semis contrairement au site de Tiogo, où ce sont les parcelles qui brûlent annuellement qui ont enregistrées la plus grande densité. Egalement, la banque de semences du sol contient de nombreuses herbacées et très peu de ligneux dont les graines peuvent parfois rester à l'état dormant. De plus la grande majorité des ligneux qui ne régénèrent pas exclusivement par voie sexuée mais aussi par voie végétative alimente peu la banque de graines du sol. D'autres études de la banque de graines du sol en relation avec la pluie de graines et le recrutement des semis d'arbres, sont nécessaires pour une meilleure compréhension des processus de limitation naturelle de la régénération dans ce type d'écosystème et le rôle de la banque de graines du sol dans la dynamique de succession.

Les stratégies de gestion pour restaurer ces écosystèmes devraient prendre en compte le potentiel de contribution de la banque de semences du sol au processus de récupération et dans la dynamique de ces milieux.

Chapitre II. Feu, pâture et fonctionnement des sols en savane: stock de carbone, respiration, biomasse racinaire, propriétés biogéochimiques et hydriques du sol

I. Introduction

Dans les zones tropicale et subtropicale arides et semi-arides, près de 80% des terres sont considérées comme étant plus ou moins dégradées à cause d'une importante pression humaine et animale sur les écosystèmes fragiles (Le Houérou, 1996). Cette dégradation se manifeste par la baisse du taux de la matière organique du sol qui engendre la formation des croûtes. Cet encroûtement du sol entraîne une diminution de la porosité du sol et du pouvoir d'infiltration de l'eau dans le sol (Hoogmoed et Stroosnijder, 1984). Le sol devient donc énormément compact et difficile à être pénétré par les racines (Pallo *et al.*, 1997). La sévérité des feux induit des changements biogéochimiques notamment le pH, l'humidité, la concentration des nutriments du sol (Neary *et al.*, 1999), la respiration microbienne et la survie des racines (Luo et Zhou, 2006). Plusieurs auteurs constatent aussi que la pâture, surtout à forte pression, contribue à réduire l'infiltrabilité de l'eau dans le sol (Hiernaux *et al.*, 1999; Savadogo, *et al.*, 2007) et la biomasse herbacée (Savadogo *et al.*, 2005). Vu l'effet de ces perturbations, il est donc impérieux de mener une étude de caractérisation physico-chimique des sols afin de générer des connaissances permettant de prendre des actions en vue de réduire leur dégradation, d'où l'avantage de cette étude. Elle vise plus spécifiquement à: 1) examiner l'effet des traitements longue durée du feu et de la pâture sur les propriétés hydriques du sol, l'efflux de CO₂ du sol, la biomasse racinaire, le taux de matière organique et le ratio C/N du sol; 2) examiner l'effet diminutif ou augmentatif dû au passage du feu sur ces mêmes paramètres lors de la dernière année de traitement.

II. Matériels et Méthodes

2.1. Site expérimental

Les études se sont déroulées sur les mêmes sites déjà décrits dans le chapitre précédent. Mais dans cette partie, les travaux ont été menés sur les parcelles témoins, pâturées et les parcelles qui brûlent annuellement.

2.2. Mesure de l'infiltration de l'eau dans le sol

Les mesures ont été faites en Décembre 2011. Sur chaque parcelle, 4 points de mesures ont été choisis pour prendre en compte l'hétérogénéité de la parcelle. L'infiltromètre à membrane SW

080 B (Figure 11, Photo 5) connecté à un *data logger* de type STK 850 est utilisé pour mesurer la quantité d'eau infiltrée dans le sol durant 35 mn par point à 2 niveaux de pression (-5 cm et -10 cm). Le *data logger* sert à enregistrer la conductivité de l'eau dans le sol à des intervalles de temps réguliers (chaque 10 s).

Lors des mesures, avant de placer l'infiltromètre sur chacun des points de mesures, une petite surface de sol est nivelée et débarrassée des débris. Ensuite, un anneau de 20 cm de diamètre est placé sur la surface nivelée et l'intérieur de l'anneau est rempli de sable tamisé fin de quelques mm d'épaisseur. Le sable de 20 cm de diamètre est nivelé soigneusement et l'anneau est enlevé. On obtient par la suite une surface parfaite et plate pour le placement du disque de l'infiltromètre qui engendre un meilleur contact entre la base de l'infiltromètre et le sol en dessous. La Photo 5 ci-dessous présente l'infiltromètre mis en place avec le data logger pour les mesures, et la figure 11 illustre le détail d'un infiltromètre à tension SMS. Il est composé principalement:

- ❖ d'une tour à bulles (2,54 cm tube diamètre intérieur) ;
- ❖ d'un réservoir d'eau (4,45 cm tube diamètre intérieur) ;
- ❖ d'une plaque de base et d'une membrane poreuse (disque) pour mettre en place la conductivité hydraulique avec le sol ;
- ❖ d'un tube à bulles de diamètre intérieur 1,27 cm entre le disque et le château d'eau.

Cet appareil fonctionne de la façon suivante : l'air entre en A à la pression atmosphérique $p_A = 0$. Or $p_A = p_B$ et $p_C = p_D$. De plus $p_B = p_C + \rho_w \cdot g \cdot h_1$ et $p_E = p_D + \rho_w \cdot g \cdot h_2$ avec $h_1 = AB$ et $h_2 = DE$. Donc $p_E = \rho_w \cdot g \cdot (h_2 - h_1)$. On obtient ainsi à la base de la membrane une succion h_0 . L'expression de cette succion h_0 est égale à $(h_2 - h_1)$, corrigée des pressions capillaires à la sortie des tubes AB et CD.

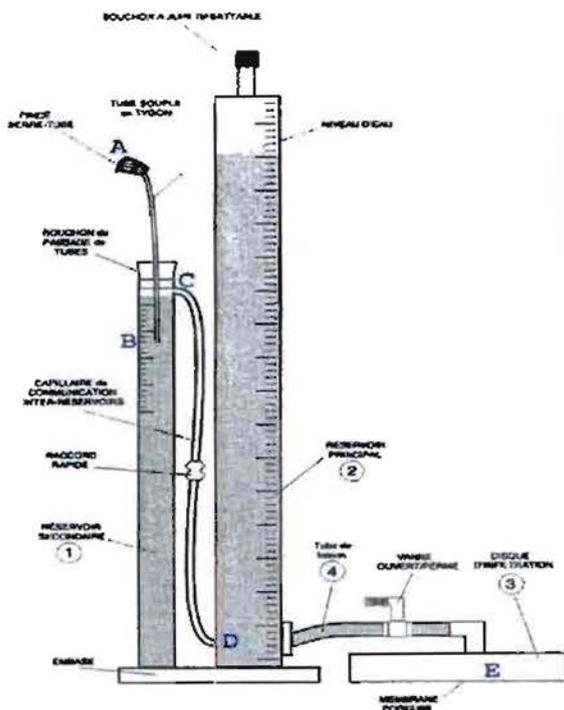


Figure 11: Infiltrmètre à membrane SW 080 B.

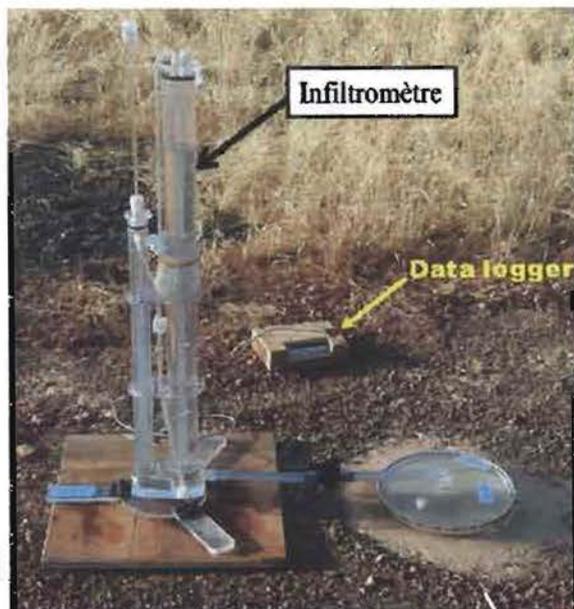


Photo 5: Infiltrmètre à membrane SW 080 B muni d'un data logger type STK 850 (Photo Diawara S.,)

2.3. Estimation de la biomasse racinaire et caractéristiques chimiques du sol

Les prélèvements de sol pour l'étude de la biomasse racinaire ont été effectués au même moment que l'étude faite ci-dessus à l'aide d'un cylindre de 6 cm de diamètre. Les échantillons de sol ont été prélevés à 2 profondeurs différentes (0-5 cm et 5-10 cm) sur 6 points choisis dont 4 points extrêmes et 2 centraux. Ensuite, les échantillons de même niveau de prélèvement de chaque parcelle ont été mélangés et concassés, puis un échantillon composite de 1 dm³ est prélevé, mis en sachet et envoyé au laboratoire du Centre National de Recherche Scientifique et Technologique (CNRST). Le reste est amené au laboratoire du BUNASOL pour déterminer le taux de matière organique total, le taux d'Azote et celui du Carbone contenu dans les échantillons de sol. Pour l'estimation de la biomasse racinaire, les différents échantillons ont été lavés à l'eau du robinet à l'aide d'un «root washing table» ou table de lavage des racines (Photo 6). Lors du lavage, les échantillons composites de 1 dm³ sont introduits dans des seaux placés sur la table et les racines sont recueillies dans des boîtes de Pétri. Les échantillons sont lavés jusqu'à extraction de tous les brins de racines qui s'y trouvent. Les racines ainsi extraites des échantillons sont ensuite

placées dans des enveloppes en papier et mises à l'étuve pour un séchage pendant 48 h à 60 °C. La biomasse racinaire ou densité racinaire de chaque parcelle s'obtient, en g/dm^3 , par pesée du contenu séché de chaque enveloppe sur une balance électronique de $210 \text{ g} \pm 0,01\text{g}$, de marque Sartorius modèle TE 612.



Photo 6: Aperçu du « Root washing table ». (Photo: Diawara S. Février 2012)

2.4. Mesure de l'efflux de CO_2 , de la température et du taux d'humidité du sol

L'efflux de CO_2 (ou la respiration du sol), la température et le taux d'humidité du sol ont été mesurés durant la même période que l'infiltration de l'eau dans le sol, et aux mêmes points où ont été prélevés des échantillons de sols pour l'étude de la biomasse racinaire sur chaque parcelle. Les différentes mesures sont effectuées tôt le matin (entre 8h et 9h) et à midi (entre 13h et 14h). Le senseur de l'humidité et de la température de type AGA011 et le SRC-1 (Soil Respirometer Chamber ou chambre de la respiration du sol), modèle ACS025 SRC-1 sont connectés à l'EGM-4 (Environment Gaz Monitoring ou contrôleur des gaz de l'environnement). Sur chaque point de mesure, le SRC-1, déposé pendant 2 mn au sol, mesure l'efflux de CO_2 du sol (en ppm) sur une surface de 170 cm^2 . L'EGM-4 enregistre dans sa mémoire la valeur finale l'efflux de CO_2 du sol en ppm au bout des 2 mn, la température et le taux d'humidité du sol une fois que la connexion est faite. Le taux d'assimilation de CO_2 (R) ou taux de respiration du sol

est également donné au cours de cette mesure. Le SRC-1 calcul ce taux de respiration en utilisant la formule suivante et l'enregistre dans l'EGM-4 :

$$R = \frac{(C_n - C_0)}{T_n} \times \frac{V}{A}$$

où R en $g (CO_2).m^2.h^{-1}$ est le taux d'assimilation (flux de CO_2 / unité de surface / unité de temps) ; C_0 et C_n sont respectivement la concentration en CO_2 (en ppm) de la chambre à $T = 0$ et à $T = n$; T_n le temps de mesure (120 s) ; V le volume de la chambre (2465 cm^3) et A la surface couverte par la chambre (170 cm^2).

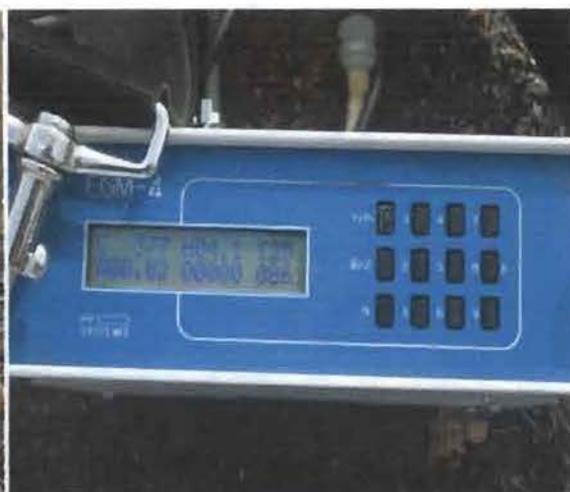
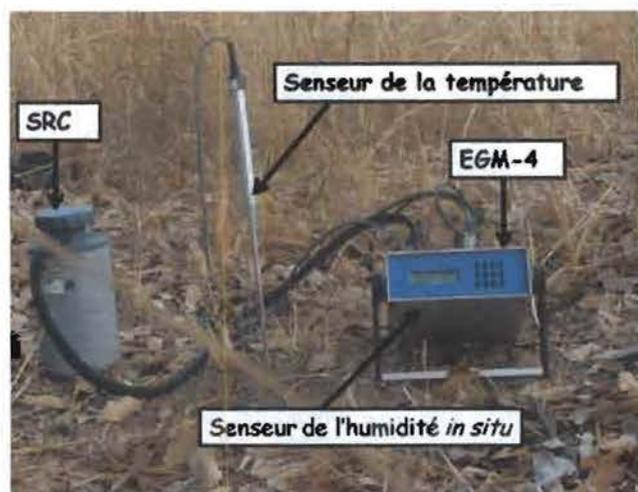


Photo 7: Appareils utilisés pour mesurer l'efflux de CO_2 sol, la température et l'humidité du sol (Photo Diawara S., Décembre 2011).

Photo 8: Aperçu de l'écran de l'EGM-4 lors des mesures (Photo Diawara S., Décembre 2011).

2.5. Analyse des données

2.5.1. Densité racinaire et caractéristiques chimiques du sol

Les données ont été collectées sur un dispositif permanent soumis à différents traitements qui ont eu certainement un effet cumulatif en plus de l'effet immédiat après le passage du feu lors de la période de mesure. Afin de comprendre cet effet cumulatif des années de traitements (feu, pâture, témoin), les données collectées avant le passage du feu sur les parcelles recevant le traitement feu, les parcelles témoins et pâturées ont été soumises à une analyse de variance (ANOVA) suivant le Modèle Linéaire Général (1):

$$Y_{ij} = \mu + T_i + P_j + T_i P_j + \varepsilon_{ij} \quad (1)$$

où Y est la variable de réponse (densité racinaire mesurée, la matière organique totale ou le ratio C/N), μ est la moyenne générale, T_i est l'effet du traitement, P_j est l'effet de la profondeur de prélèvement, le produit $T_i P_j$ est l'interaction des deux et ε_{ij} est l'erreur. La normalité et l'homogénéité de variance des données ont été vérifiées avant de procéder aux analyses de variance. Lorsqu'une différence significative est détectée, le test de comparaison de Tukey au seuil de 5 % est utilisé par la suite pour des comparaisons multiples. L'ampleur des effets des différents paramètres du modèle est déterminée par une statistique appelée éta partiel au carré (η_p^2), et l'effet est jugé faible, modéré ou important si la valeur de cette statistique est de l'ordre de 0,01, 0,06 ou 0,14, respectivement (Cohen, 1988).

En outre, afin de cerner l'influence de la profondeur de prélèvement sur l'effet résiduel du passage du feu sur la biomasse racinaire et les caractéristiques du sol, les données collectées avant et après le passage du feu ont été soumises à une analyse de variance BACI-Before After Control Impact (Hewitt *et al.*, 2001). Cette approche est utilisée pour détecter des situations dans le cas où une perturbation entraîne un changement de variation. Nous formulons comme hypothèse que le feu réduit la densité racinaire et les caractéristiques chimiques du sol, par conséquent les différences entre les valeurs collectées avant et après le feu sont calculées et utilisées dans le Modèle Linéaire Général (2):

$$Y_i = \mu + P_i + \varepsilon_i \quad (2)$$

où Y est la différence calculée, μ est la moyenne générale, P_i est l'effet la profondeur de prélèvement, et ε_i est l'erreur. Toutes les analyses statistiques sont effectuées à l'aide du logiciel d'analyse statistique SPSS 19.0 for Windows (Copyright © SPSS Inc., 1989-2010. All rights reserved). Les figures, elles, sont élaborées avec le logiciel Origin 7.5 (Copyright © 1998-2008 OriginLab Corporation).

2.5.2. Efflux de CO₂

Le Modèle Linéaire Général (3) est appliqué pour appréhender l'effet des périodes de mesure (matin et midi) et les différents traitements (feu, pâture, témoin) sur l'efflux de CO₂.

$$Y = \mu + T_i + P_j + T_i P_j + \varepsilon_{ij} \quad (3)$$

où Y est l'efflux de CO₂ mesuré, μ est la moyenne générale, T_i est l'effet du traitement, P_j est l'effet la période de mesure, le produit $T_i P_j$ est l'interaction des deux et ε_{ij} est l'erreur. Lorsque l'analyse est appropriée, des comparaisons multiples par le test de Tukey au seuil de 5 % sont

faites pour détecter les différences entre les traitements pris deux à deux. Afin d'appréhender l'influence de la profondeur de prélèvement sur l'effet résiduel du passage du feu, sur la respiration du sol associé au passage du feu, les différences entre les valeurs collectées avant et après le feu sont calculées et utilisées dans le Modèle Linéaire Général (4):

$$Y_i = \mu + P_i + \varepsilon_i \quad (4)$$

En outre, puisque la respiration du sol est intrinsèquement liée aux paramètres tels que la température et l'humidité du sol (Luo et Zhou, 2006), des analyses de corrélations de Pearson ont été faites entre les valeurs de l'efflux de CO₂ et ces paramètres mesurés.

2.5.3. Infiltration de l'eau

L'infiltromètre à disque permet de mesurer l'infiltration d'eau dans le sol sous un potentiel hydrique négatif ou nul imposé à la surface du sol. Pour cette technique, on considère que le régime permanent de l'infiltration est la somme d'un flux d'infiltration monodirectionnel vertical tendant asymptotiquement vers K et d'un terme supplémentaire correspondant à la géométrie latérale de l'écoulement (Wooding, 1968). Cette expression s'écrit :

$$Q = K \left[1 + \frac{4}{r\pi\alpha} \right] \quad (\text{Équation 1})$$

Q : débit volumique par unité de surface (cm/h) ; K : conductivité hydraulique (cm/h) ; r : rayon de la source (cm) et α : une constante dépendante de la porosité du sol.

En supposant que la conductivité varie de façon exponentielle avec la pression, il s'ensuit selon Gardner (1958) que :

$$K(h) = K_{sat} \exp(\alpha h) \quad (\text{Équation 2})$$

Où K_{sat} est la conductivité hydraulique du sol à saturation et h (cm) est le potentiel matriciel ou tension à la source. La valeur de h est normalement négative et correspond ainsi à la tension à la source, mais peut être aussi zéro. Pendant que l'Equation 1 puisse être utilisée pour l'infiltration d'eau qui s'est accumulée, l'Equation 2 ne s'applique que pour h ≤ 0.

Pour calculer K_{sat}, au moins deux potentiels matriciels sont nécessaires à h1 et h2. Pour deux potentiels h1 et h2, les équations suivantes peuvent être dérivées:

$$Q(h1) = K_{sat} \exp(\alpha h1) \left[1 + \frac{4}{r\pi\alpha} \right] \quad (\text{Équation 3})$$

$$Q(h2) = K_{sat} \exp(\alpha h2) \left[1 + \frac{4}{r\pi\alpha} \right] \quad (\text{Équation 4})$$

En divisant Equation 4 par Equation 3 on en déduit

$$\alpha = \frac{\ln(Q(h1)/Q(h2))}{h1-h2}$$

Ainsi, avec α connu, $h1$ et $h2$ fixe, Q mesurée, il est possible de déterminer K_{sat} en utilisant l'équation (3) ou (4).

Les vitesses d'infiltration mesurées sont ajustées au modèle développé par Philip (1957):

$$I(t) = st^{1/2} + At \quad \text{dérivé en} \quad i(t) = \frac{1}{2}st^{-1/2} + A$$

I représente le volume cumulé d'eau infiltrée au temps t par unité de surface du sol ; i représente l'infiltrabilité équivalente au volume d'eau entrant dans une unité de surface du sol par unité de temps; s est appelé sorptivité. Quand t s'approche de l'infini, la vitesse d'infiltration décroît jusqu'à sa valeur asymptotique $i(\infty) \approx A$. A est la vitesse d'infiltration stable qui correspond à la conductivité hydraulique de la partie supérieure du sol ; A dépend des propriétés du sol. Les valeurs calculées de Q (cm/h), K (cm/h) et K_{sat} pour chacune des succions ont été par la suite soumises à une analyse de variance univariée afin de déceler les différences entre les différents traitements subis par les parcelles.

III. Résultats

3.1 Densité racinaire

Indépendamment du traitement (feu, pâture et témoin), la biomasse racinaire était plus élevée au niveau de la couche 5-10 cm qu'au niveau de la couche supérieure 0-5 cm sur les deux sites. Au niveau du site de Laba, la densité racinaire au niveau de la couche 5-10 cm était $1,31 \pm 0,19$ g/dm³ contre $1,27 \pm 0,24$ g/dm³ au niveau de la couche superficielle. Au niveau du site de Tiogo, la biomasse racinaire de la profondeur 5-10 cm était environ 5 fois plus élevée ($3,26 \pm 1,24$ g/dm³) que celle de la couche 0-5 cm ($0,67 \pm 0,20$ g/dm³). Les résultats de l'analyse de variance révèlent que sur le site de Tiogo, la densité racinaire varie de manière significative ($F_{[2,16]} = 6,504$; $p = 0,009$) avec le traitement appliqué à la parcelle, la profondeur de prélèvement ($F_{[1,16]} = 8,205$; $p = 0,011$) ainsi que l'interaction traitement \times profondeur de prélèvement du sol ($F_{[2,16]} = 7,626$; $p = 0,005$; Figure 14). Elle était 5 fois plus élevée au niveau des parcelles subissant le traitement pâture ($3,97 \pm 1,65$ g/dm³) que dans les parcelles témoins ou subissant annuellement le feu: ces deux derniers traitements avaient des moyennes similaires (Figure 12A). Elle était

également 5 fois plus élevée au niveau de la profondeur de prélèvement 5-10 cm ($3,26 \pm 1,24 \text{ g/dm}^3$) qu'au niveau 0-5 cm ($0,67 \pm 0,20 \text{ g/dm}^3$) (Figure 13). Dans les trois cas, l'effet s'avérait important avec des valeurs de ($\eta_p^2 > 0,339$). Par contre, au niveau du site de Laba, aucun effet significatif du traitement de la parcelle, de la profondeur de prélèvement et leur interaction ($p > 0,05$; Figure 12B; Figure 13; Figure 14) n'a été décelé sur la densité racinaire. L'investigation sur l'effet immédiat du feu précoce indique que son passage n'entraîne ni un effet diminutif, ni augmentatif sur la densité racinaire ($p > 0,05$).

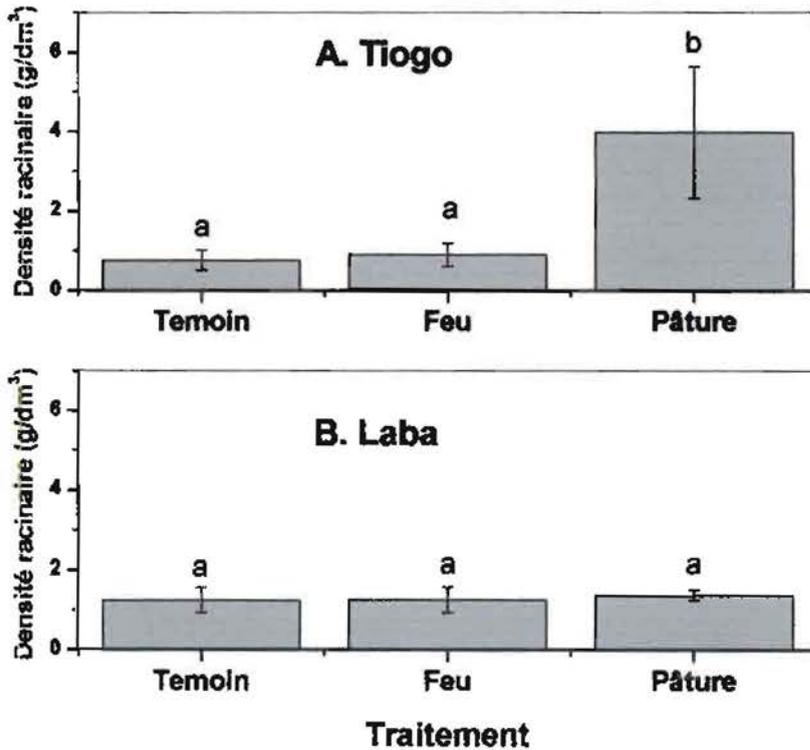


Figure 12: Effet des traitements feu et pâture longue-durée des parcelles sur la densité racinaire (g/dm^3); les valeurs indiquent la moyenne \pm l'erreur standard, les moyennes marquées avec des lettres similaires ne sont pas significativement différentes.

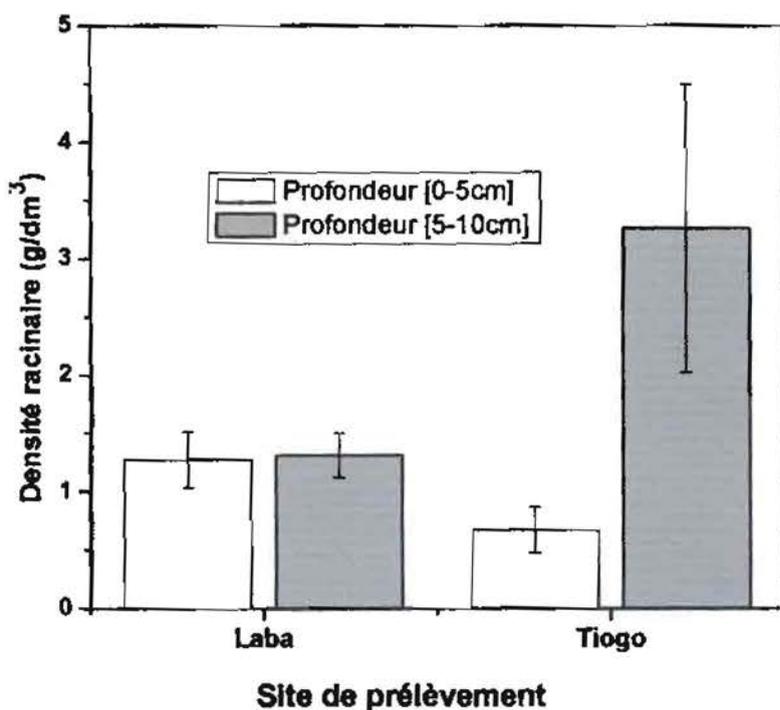


Figure 13: Effet du niveau de prélèvement du sol sur la densité racinaire (g/dm^3); les valeurs indiquent la moyenne \pm l'erreur standard.

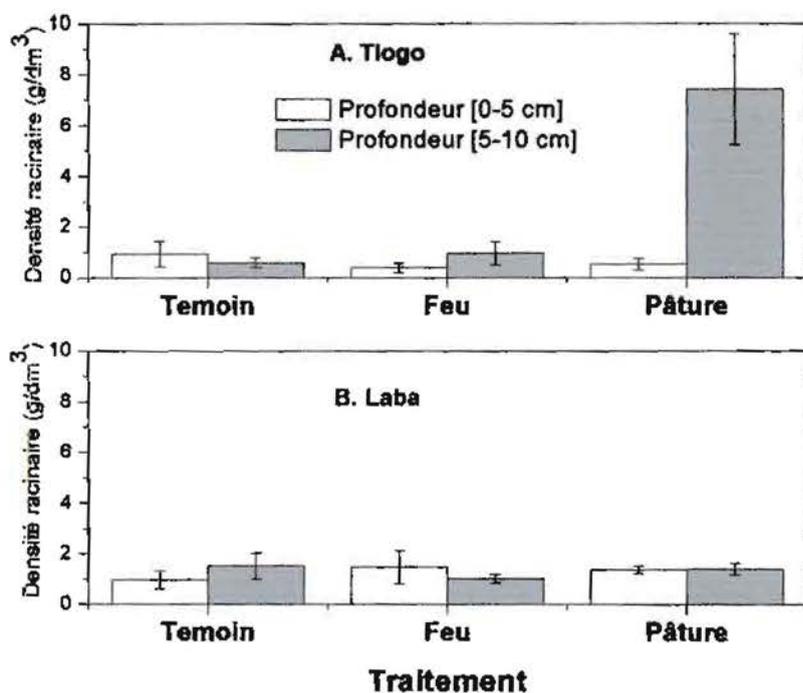


Figure 14: Interaction des traitements feu et pâtúre et profondeur de prélèvement sur la densité racinaire (g/dm^3).

3.2. Caractéristiques chimiques du sol

De manière générale, les valeurs de la matière organique totale des deux sites d'étude sont relativement identiques ($2,028 \pm 0,070$ % et $1,997 \pm 0,047$ %, respectivement pour Laba et Tiogo). Il en est de même pour le ratio C/N ($13,00 \pm 0,147$ et $12,91 \pm 0,146$ respectivement pour Laba et Tiogo). L'analyse de variance indique au niveau du site de Tiogo, un effet marginalement significatif de la profondeur de prélèvement sur le taux de matière organique ($F_{[1,16]} = 4,529$; $p = 0,049$; $\eta_p^2 = 0,221$). Cependant, le traitement subi par la parcelle ainsi que l'interaction traitement \times profondeur de prélèvement du sol n'ont eu aucun effet significatif sur ce même paramètre. Sur le dispositif de Laba, aucun effet significatif n'est observé sur le taux de matière organique totale ($p > 0,05$). Pour le ratio C/N, la profondeur a eu un effet significatif à Laba ($F_{[1,18]} = 6,857$; $p = 0,017$) comme à Tiogo ($F_{[1,16]} = 4,538$; $p < 0,001$) avec une ampleur importante ($\eta_p^2 = 0,276$ et $0,722$ respectivement à Laba et à Tiogo) (Figure 15). Pendant que l'effet cumulatif des traitements était significatif au niveau du site de Tiogo ($F_{[2,16]} = 15,740$; $p < 0,001$; $\eta_p^2 = 0,663$), à Laba, aucun effet significatif n'est observé ($F_{[2,18]} = 2,250$; $p = 0,134$) sur le ratio C/N. Pour les deux sites, l'interaction traitement \times profondeur de prélèvement n'est pas significative ($p > 0,05$).

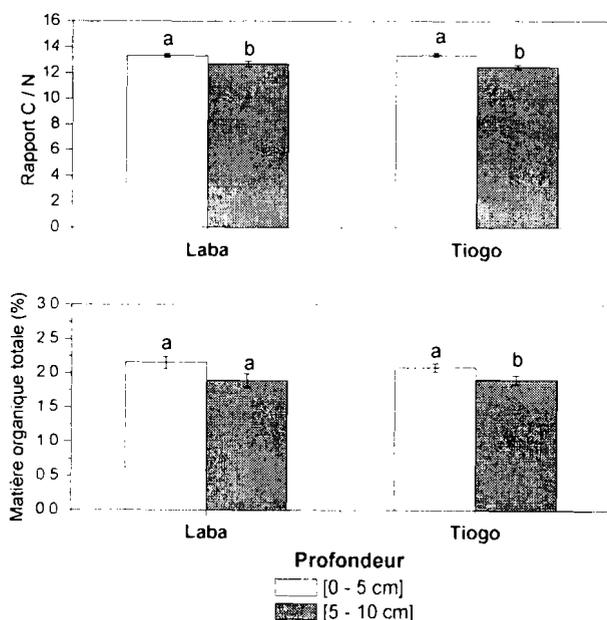


Figure 15: Effet de la profondeur de prélèvement sur le ratio C/N et la matière organique totale. Au niveau de chaque site les moyennes \pm l'erreur standard indiquées avec différentes lettres sont significatives.

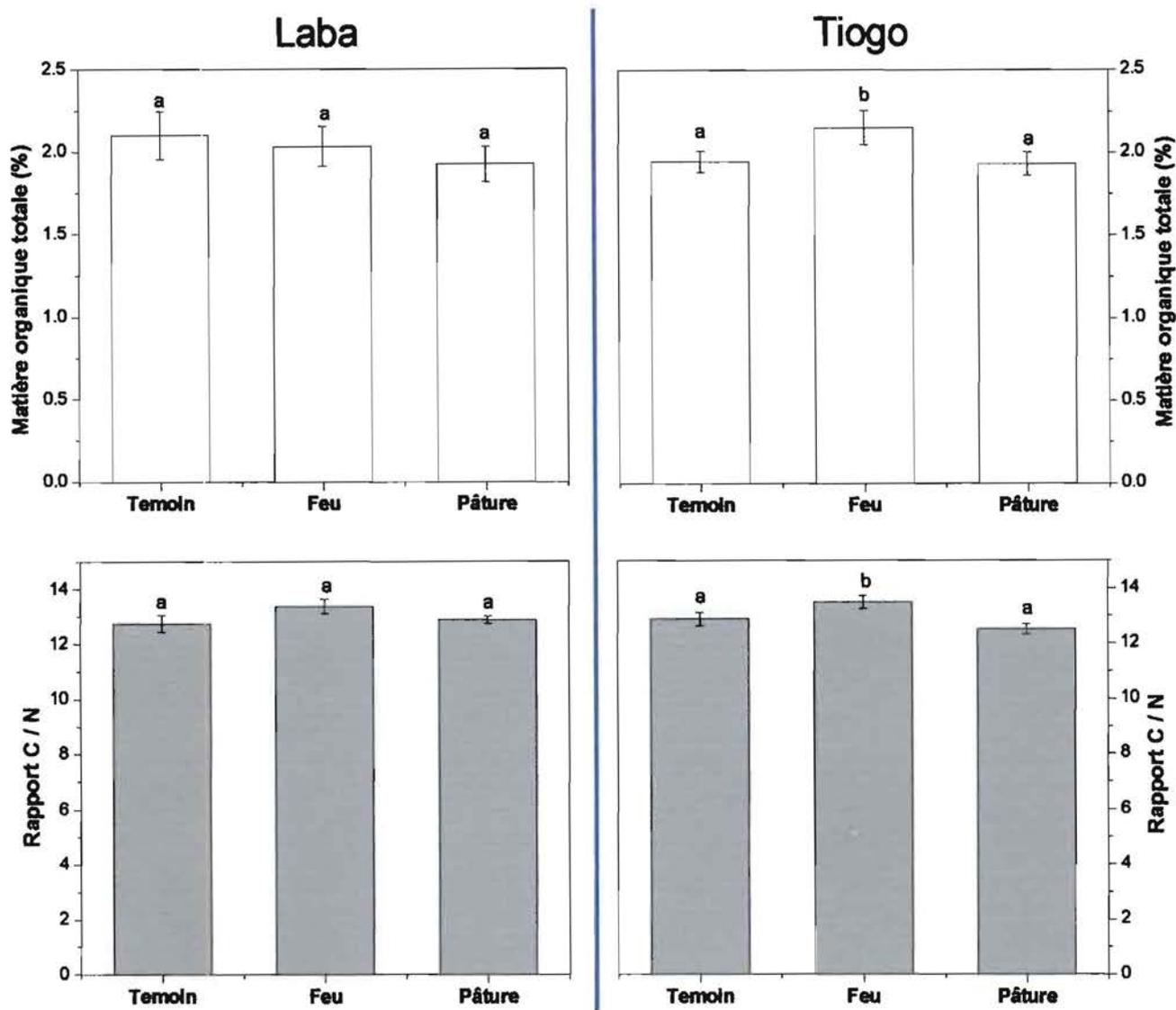


Figure 16: Effet des traitements feu et pâture de longue durée sur le ratio C/N et le taux de matière organique; les valeurs indiquent la moyenne \pm erreur standard, les moyennes marquées avec des lettres similaires ne sont pas significativement différentes.

3.3 Efflux de CO_2 du sol

D'une manière globale, au niveau des parcelles ayant subi le traitement feu annuellement depuis 1992, le taux de respiration du sol exprimé en $g(CO_2).m^2.h^{-1}$ variait de $393,2 \pm 3,28$ à $386,05 \pm 1,93$ pour les enregistrements du matin et à midi. Au niveau des parcelles pâturées, les valeurs correspondantes étaient de $411,96 \pm 6,49$ et $386,14 \pm 2,88$. Sur les parcelles témoins, le taux de respiration du sol au matin était de $391,10 \pm 2,08$ et à midi il baissait à $387,32 \pm 1,82$.

L'analyse de variance montre au niveau des deux sites une diminution significative du taux de respiration du sol du matin à midi ($p < 0,05$; Figure 17) avec une ampleur importante ($\eta_p^2 = 0,075$ et $0,133$ respectivement à Laba et à Tiogo). Egalement, la respiration du sol varie de façon significative avec le traitement subi par la parcelle à Laba ($F_{[2,132]} = 5,722$; $p = 0,004$; $\eta_p^2 = 0,080$) comme à Tiogo ($F_{[2,127]} = 11,741$; $p < 0,001$; $\eta_p^2 = 0,156$). A Laba, le taux de respiration du sol relevé sur les parcelles témoins était significativement plus élevé que celui des parcelles pâturées (Figure 18). Par contre, les valeurs enregistrées pour les parcelles subissant annuellement le feu précoce sont similaires à celles des parcelles témoins et des parcelles pâturées. A Tiogo, les parcelles pâturées avaient un taux de respiration plus élevé que celui des parcelles témoins et des parcelles subissant le feu précoce qui, elles ne différaient pas. Contrairement au site de Laba, au niveau de Tiogo, l'interaction traitement \times période de mesure était significative ($F_{[2,127]} = 8,249$; $p < 0,001$) avec une ampleur importante ($\eta_p^2 = 0,115$). Sur les différentes parcelles (témoin, feu, pâturées) le taux de respiration diminuait du matin à midi (Figure 17). Les investigations sur l'effet immédiat indiquent que le passage du feu n'entraîne ni une augmentation ni une diminution du taux de respiration ($P > 0,05$).

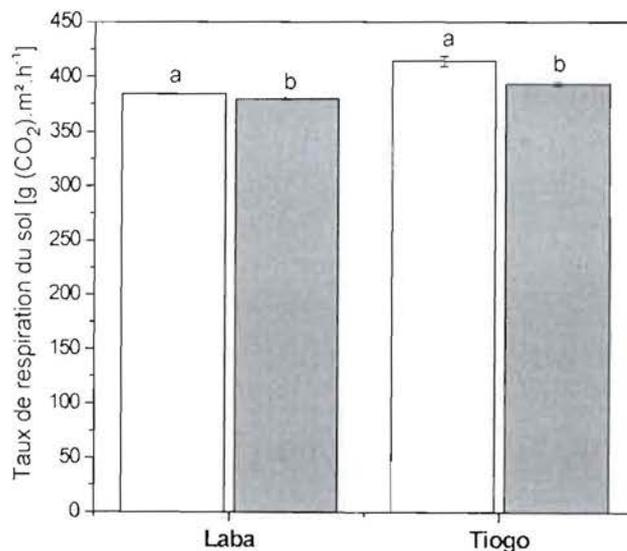


Figure 17: Effet de la période de mesure sur l'efflux de CO₂ en g (CO₂).m².h⁻¹. Au niveau de chaque site les moyennes \pm l'erreur standard indiquées avec différentes lettres sont significatives.

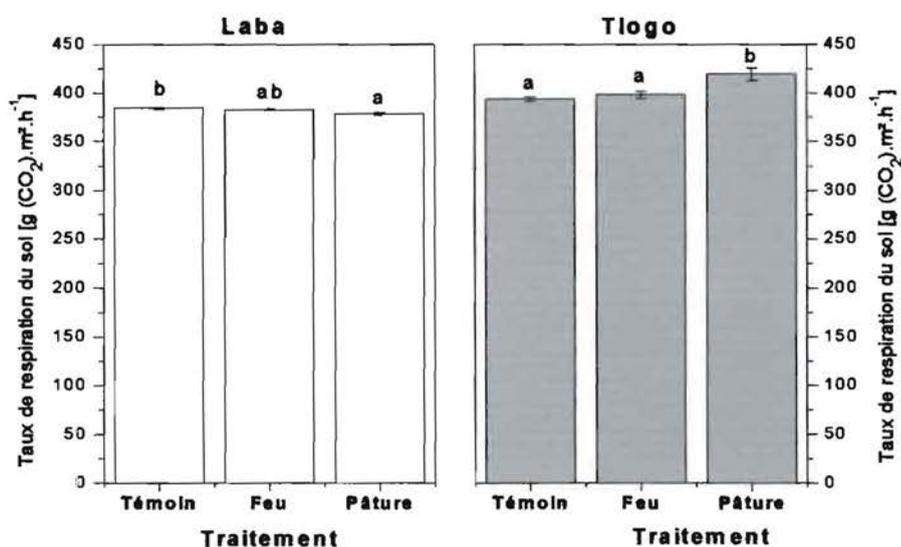


Figure 18: Effet des traitements feu et pâtûre de longue-durée sur l'efflux de CO₂ en g (CO₂).m².h⁻¹; les valeurs indiquent la moyenne ± l'erreur standard, les moyennes marquées avec des lettres similaires ne sont pas significativement différentes.

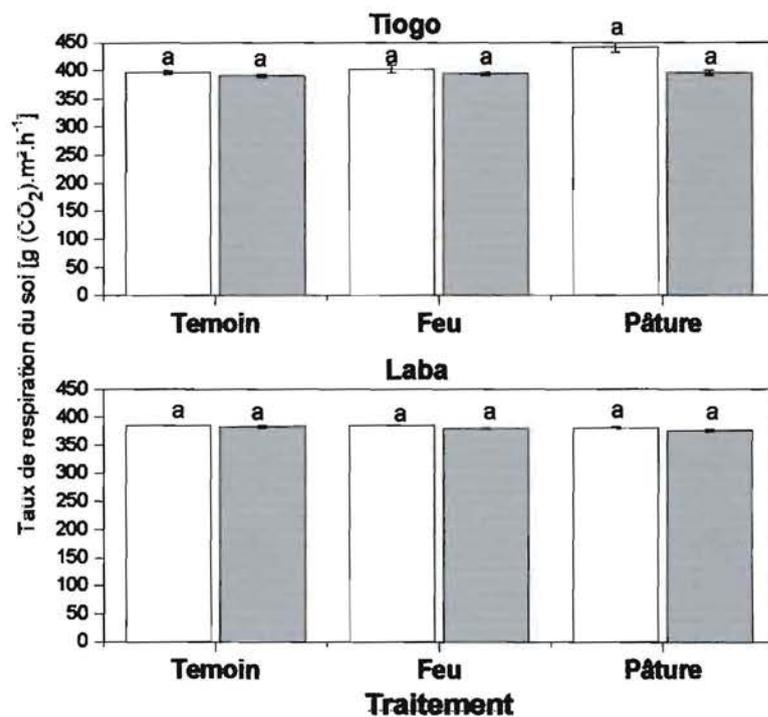


Figure 19: Interaction traitement de la parcelle et période de mesure sur l'efflux de CO₂. Les moyennes ± l'erreur standard indiquées avec différentes lettres sont significatives.

Une analyse de régression a révélé une corrélation significative du taux de respiration à la température et à l'humidité du sol ($p < 0,001$). Le pouvoir de prédiction du modèle, donné par R^2 était faible dans le cas de la température comparativement à l'humidité.

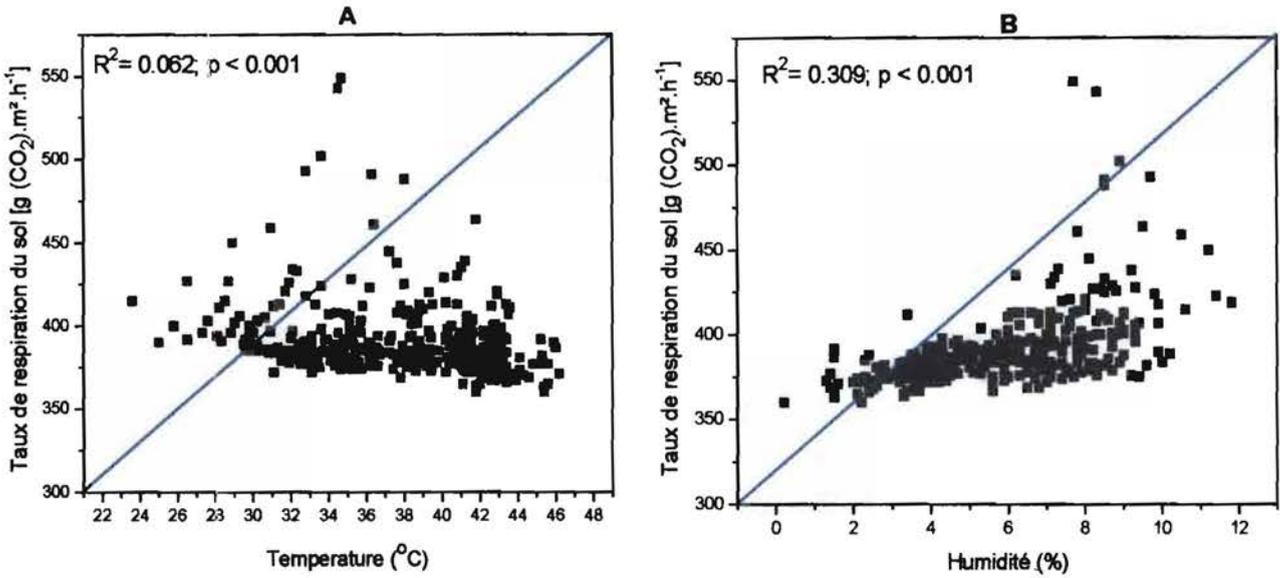


Figure 20: Relation entre taux de respiration et température du sol (A) et taux d'humidité du sol (B).

3.4. Infiltration de l'eau

En générale, les courbes des vitesses d'infiltration en fonction des traitements (feu et pâture) se comportent différemment d'un site à un autre et d'une tension à une autre (Figure 21). Au niveau du site de Laba, à la tension de mesure $h = -5\text{cm}$, la courbe d'infiltration après le passage du feu était la plus faible alors que celle des parcelles pâturées était la plus élevée. Par contre, à la même tension au niveau du site de Tiogo, la vitesse d'infiltration était faible au niveau des parcelles pâturées et plus élevée après le passage du feu. Les deux autres traitements avaient des vitesses d'infiltration intermédiaires. A la tension de mesure $h = -10\text{cm}$, la vitesse d'infiltration était toujours plus élevée dans les deux sites avant le passage du feu. Les parcelles témoins avaient la plus grande vitesse d'infiltration au niveau de Tiogo pendant que la vitesse d'infiltration après le passage du feu était la plus faible à Laba.

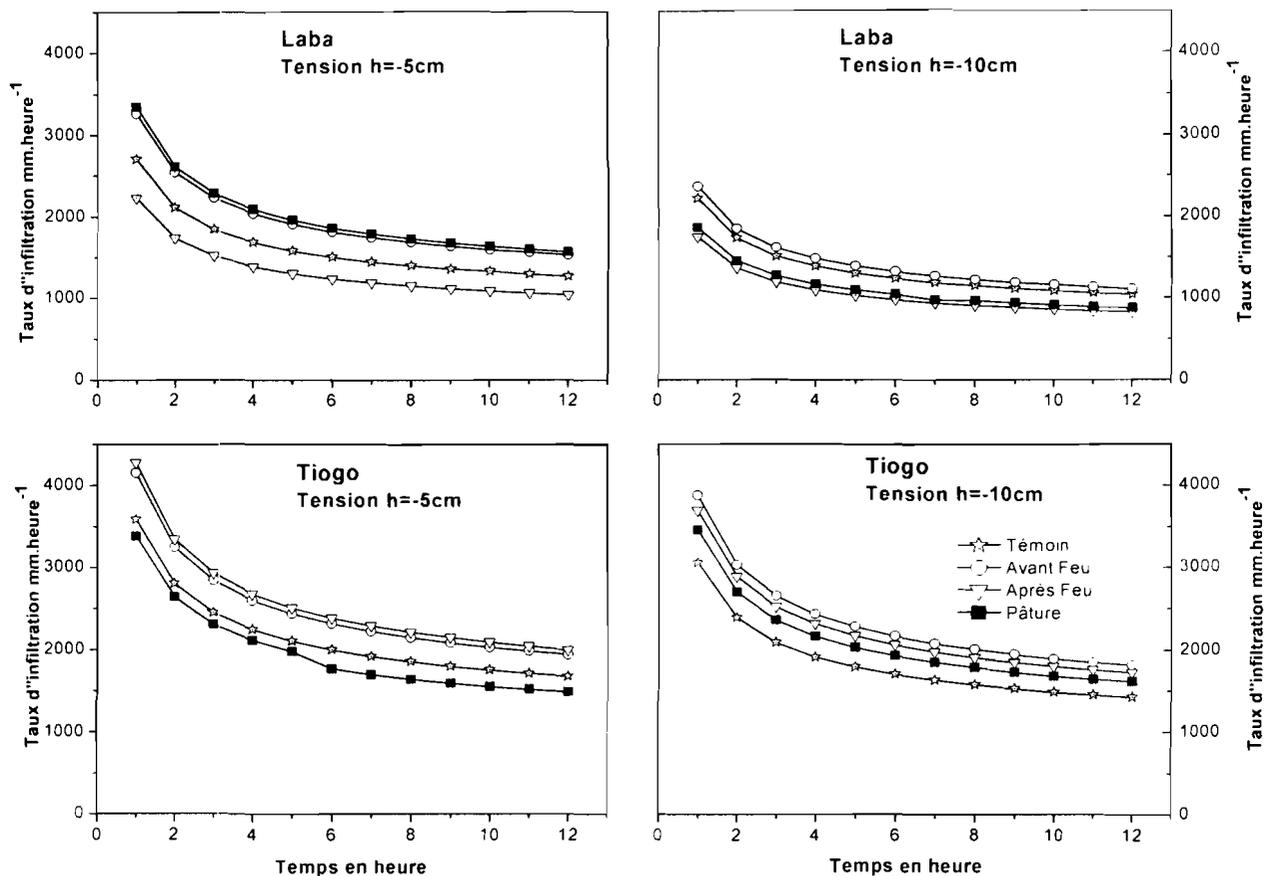


Figure 21: Taux d'infiltration de l'eau en fonction du temps pour les différents traitements (feu et pâture) et succions à Laba et à Tiogo.

Les valeurs de la conductivité hydraulique (K) ne variaient pas significativement en fonction des différents traitements ($p > 0.05$). Par contre, les valeurs de K avaient toutes tendance à augmenter de $h = -10\text{ cm}$ à $h = -5\text{ cm}$ (Figure 22). Des valeurs négatives sont également observées. Tout comme la conductivité hydraulique (K), la conductivité hydraulique du sol à saturation K_{sat} ne variait pas significativement en fonction des différents traitements à Tiogo comme à Laba ($p > 0,05$).

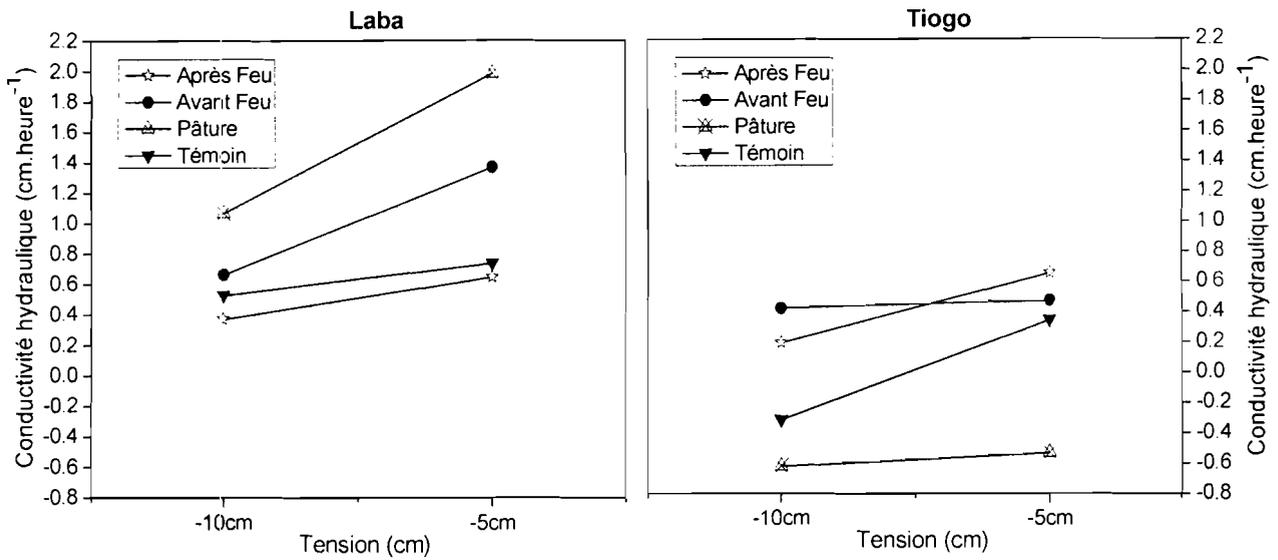


Figure 22: Conductivité hydraulique pour chacun des différents traitements (feu et pâture) à Laba et à Tiogo.

Au niveau des deux tensions de mesure, le débit volumique par unité de surface (cm/h) ne variait pas significativement entre les différents traitements au niveau du site de Tiogo (Tableau 9). A Laba, aucune différence significative n'est décelée à la tension $h = -10\text{cm}$. Par contre, à la tension $h = -5\text{cm}$, le débit volumique par unité de surface était significativement plus élevé dans les parcelles pâturées et la situation avant feu que celle après le passage du feu. Les parcelles témoins avaient une moyenne qui ne différait pas de celle des autres.

Tableau 7: Débit volumique par unité de surface Q (cm/h) et conductivité hydraulique du sol à saturation Ksat à deux niveaux de tensions pour les différents traitements.

Site	Traitement	Tensions		
		-10 cm	-5 cm	
Laba		Q ± se	Q ± se	Ksat
	Témoin	1,810 ± 0,833a	3,386 ± 0,180ab	1,063 ± 0,674
	Avant Feu	2,702 ± 1,245a	3,882 ± 0,299b	2,955 ± 1,401
	Après Feu	0,998 ± 0,855a	2,790 ± 0,171a	1,095 ± 0,575
	Pâturage	4,491 ± 0,368a	4,190 ± 0,164b	3,803 ± 1,048
		p = 0,138	p = 0,006	
Tiogo				
	Témoin	-0,807 ± 5,686a	4,490 ± 0,446a	1,264 ± 1,362
	Avant Feu	2,106 ± 0,908a	5,197 ± 0,312a	0,538 ± 0,290
	Après Feu	3,896 ± 5,005a	5,356 ± 1,036a	1,173 ± 1,128
	Pâturage	-2,965 ± 2,669a	3,974 ± 0,498a	-0,455 ± 0,370
		p = 0,683	p = 0,462	

I.V Discussion

4.1. Densité racinaire

Nos résultats montrent que la densité racinaire est plus élevée dans la profondeur 5-10 cm que celle de 0-5 cm. Des résultats similaires de distribution verticale ont été rapportés par Savadogo *et al.* (2012) sur un dispositif expérimental, installé en 2006 dans la forêt classée de Laba. Snyman (2009) rapporte aussi des résultats similaires pour des végétations similaires à celle de notre site d'étude. Au niveau du site de Tiogo, la densité racinaire de la profondeur 5-10 cm était plus importante dans les parcelles pâturées que dans les parcelles témoins et celles subissant le feu précoce. Nos résultats sont comparables à ceux notés par Snyman (2009) qui précise qu'une

forte concentration des racines en profondeur dans le contexte des savanes sud-africaines caractérise un bon état de pâture modérée. En effet, les animaux à travers le piétinement compacte le sol (réduction de l'espace poreux dans le sol) et par conséquent rend moins disponible l'oxygène pour leurs racines des végétaux. La fixation d'azote devient aussi moins grande et la croissance des racines s'entrave. Cette compaction du sol amène les végétaux à produire plus de racines en surface car les couches superficielles sont plus aérées. De plus, les fortes concentrations de racines dans la profondeur 5-10 cm pourraient être liées à l'augmentation des proportions des éléments nutritifs dans ces couches de surface du sol (Montani *et al.*, 1996; Ingram, 2002). Aussi selon Schenk et Jackson (2002), la profondeur maximale d'enfouissement des racines est fonction de la profondeur de pénétration de l'eau de pluie. Les couches superficielles du sol entament leur assèchement en début de saison sèche contraignant ainsi les racines à continuer leur croissance en profondeur. Le manque de différence significative entre les traitements subis par les parcelles, la profondeur de prélèvement et leur interaction au niveau du site de Laba pourrait être lié à une certaine hétérogénéité de la distribution des racines dans les sols. Cette hétérogénéité pourrait masquer les effets des traitements sur la biomasse racinaire.

Cette étude indique aussi que la densité racinaire ne varie pas dans des échantillons de sols pris avant et après le passage du feu précoce. Le manque de différence significative sur l'effet immédiat du feu précoce traduit le fait que son passage n'entraîne ni une diminution ni une augmentation de la densité racinaire. Ce résultat est similaire à celui obtenu par Santi (2011) sur un dispositif expérimental, installé en 2006 dans la forêt classée de Laba. Pour sa part, Snyman (2005a; 2005b) note que les racines sont intrinsèquement dynamiques et, en général en fonction de la période de mesure après les feux, la croissance des racines est sans doute encore plus élevée en raison de la nécessité de récupérer les racines perdues lors du passage du feu. Ce résultat pourrait s'expliquer également par le fait que le feu de savane étant rarement homogène, épargne certains endroits pouvant contenir plus de biomasse racinaire.

4.2. Caractéristiques chimiques du sol

Le rapport C/N est un indice très précieux permettant de caractériser les potentialités biologiques d'un sol (Duchaufour, 1979). En effet, la teneur du sol en matière organique informe de sa teneur en carbone et le rapport C/N renseigne sur la richesse de l'Azote du sol (Duchaufour, 1979). Nos résultats au niveau du site de Laba sont semblables à ceux trouvés par Savadogo *et al.* (2007)

lors de leurs études sur le site de Tiogo. La différence non significative entre les traitements auxquels les parcelles de Laba sont soumises, aussi bien sur le taux de matière organique totale que sur le ratio C/N sont similaires aux résultats de Boerner *et al.* (2009). Cette différence pourrait être due aux profondeurs de prélèvement dans le cas de notre étude. En effet, une étude de l'influence du feu sur les propriétés physico-chimiques du sol dans la savane sud-africaine a relevé que l'impact du feu sur le sol était plus marqué sur la couche 0-1 cm (Mills et Fey, 2004). En outre, une expérimentation menée par Roscoe *et al.* (2000) sur l'impact des feux fréquents dans le Cerrado brésilien a montré que ces feux n'avaient pas d'effets sur le stock de Carbone et d'Azote dans le premier mètre du sol. Le fait de prélever nos échantillons de sol à plus d'un centimètre de profondeur pourrait donc dissimuler les effets du feu sur les caractéristiques chimiques du sol. Par contre les résultats obtenus sur le site de Tiogo sont en parfait accord avec ceux rapportés par d'autres auteurs qui ont observés une tendance de diminution de la matière organique dans le sol avec les feux fréquents (Parker *et al.*, 2001; Mills et Fey, 2004). Cela peut être dû au fait que le feu à travers l'accroissement de la température provoqué par l'émission de la chaleur consume la matière organique du sol (DeBano, *et al.*, 1998). Une comparaison de nos résultats avec ceux de Driessen *et al.* (2001) indique une diminution du taux de matière organique de 0.60 % à Laba à sol peu profond et de 0.46 % à Tiogo où le sol est profond durant les deux dernières décennies.

4.3. Efflux de CO₂ du sol

Nos résultats concordent avec ceux trouvés dans la littérature (Luo et Zhou, 2006) qui révèlent que le taux de respiration du sol diminue significativement du matin à midi. Luo et Zhou (2006) indiquent que dans beaucoup de situations, la variation diurne de la respiration peut s'expliquer par sa dépendance de la température qui est une variable variant généralement le plus à l'échelle journalière. En effet, cette baisse de la respiration peut être expliquée par les hautes températures. Egalement, les fluctuations journalières de la pression atmosphérique et le taux d'humidité peuvent aussi influencer sur les changements observés au cours de la journée (Luo et Zhou, 2006). D'autres auteurs indiquent que l'activité microbienne et la respiration résultant du flux de CO₂ sont liées à l'humidité du sol et augmentent généralement avec la disponibilité en eau (Brady et Weil, 1999). Les investigations sur l'effet immédiat indiquent que le passage du feu n'entraîne ni une augmentation ni une diminution du taux de respiration, ce qui est contraire au résultat de Luo et Zhou (2006) qui ont trouvé que le feu réduit généralement la respiration du

sol à travers son effet néfaste sur la respiration microbienne et la survie des racines, mais cela est bien fonction de la période de mesure après le passage du feu. Nos résultats pourraient s'expliquer par le fait que les différentes températures lors du passage du feu n'étaient pas assez grandes pour réduire l'activité microbienne ; et aussi parce que le feu de savane étant rarement homogène, pourrait épargner les micro-organismes du sol situés dans les endroits non atteints par le feu. Les régressions entre le taux de respiration, la température et l'humidité indiquent que les relations étaient toutes significatives. Ces résultats sont conformes à ceux reportés par Luo et Zhou (2006), qui ont trouvé que la température et l'humidité du sol influencent la respiration du sol à travers les différents processus physiologiques et biochimiques des racines et des micro-organismes. Malgré que le pouvoir de prédilection donné par R^2 (0,309) dans le cas de l'humidité est plus grand que celui de la température (0,062), il est inférieur à 0,5. Cela pourrait être lié au fait que nos mesures ont été faites pendant l'harmattan (Novembre) où l'air est sec et frais.

4.4. Infiltration de l'eau

Nos résultats sont similaires à ceux trouvés par Sanou *et al.* (2010) qui ont relevé que la conductivité hydraulique diminuait avec les tensions de mesure (-5 cm à -10 cm) dans une localité située au centre-sud du Burkina Faso. Ils sont semblables aussi à ceux obtenus par Ouattara *et al.* (2007) lors de leur étude menée à Bondoukuy dans la zone cotonnière ouest du Burkina Faso. Au niveau du site de Laba, à la tension de mesure $h = -5$ cm, la courbe d'infiltration après le passage du feu était la plus faible alors que celle des parcelles pâturées était la plus élevée. Ce résultat concorde avec celui obtenu par Savadogo *et al.* (2007) qui trouvaient que la vitesse d'infiltration à Tiogo était significativement influencée par le piétinement du bétail alors que l'effet du feu était moins significatif. Ce résultat pourrait être dû à une faible charge animale sur le site qui a empêché la compaction du sol et la réduction de sa porosité. Par contre pour la même tension de mesure, les résultats au niveau du site de Tiogo diffèrent de ceux trouvés par Savadogo *et al.* (2007) qui indiquent que le feu précoce annuel a tendance à réduire la vitesse d'infiltration de l'eau particulièrement à travers son effet sur la matière organique du sol. L'effet non significatif du passage du feu sur l'infiltrabilité de l'eau pourrait être dû à la non consommation totale de la matière organique. La présence du restant de matière organique sur le sol protège l'action directe des gouttes de pluies (Moyo *et al.*, 1998) et du rayonnement solaire. Cela permet d'éviter l'encroûtement du sol (Mills et Fey, 2004), donc favorise l'infiltration

normale de l'eau dans le sol. La faible vitesse d'infiltration observée au niveau des parcelles pâturées pourrait être due à un surpâturage (Mwendera *et al.*, 1997) ou à la réduction de l'activité de la pédofaune (termites, fourmis et vers de terre). Cette pédofaune modifie l'encroûtement du sol à travers la création de galeries qui sont des voies à travers lesquelles la vitesse d'infiltration pourrait augmentée. Au niveau des deux tensions de mesure, le débit volumique ne variait pas significativement entre les différents traitements au niveau du site de Tiogo.

CONCLUSION PARTIELLE

Cette étude menée dans les forêts classées de Laba et de Tiogo avait pour objectif d'appréhender l'effet du feu précoce annuel et de la pâture sur la respiration du sol, la biomasse racinaire et les propriétés biogéochimiques et hydriques du sol en vue de proposer des solutions adéquates pour une bonne gestion de ces sites.

Les analyses de variance indiquent que la densité racinaire, les caractéristiques chimiques du sol, l'efflux de CO₂ et l'infiltration de l'eau varient significativement en fonction du traitement appliqué à la parcelle. Le feu précoce annuel et la pâture n'ont pas eu d'effet significatif sur la densité racinaire tout comme sur les caractéristiques chimiques du sol au niveau du site de Laba. Par contre sur le site de Tiogo la biomasse racinaire est plus importante dans les parcelles pâturées, et le taux de matière organique et le ratio C/N ont augmenté significativement sur les parcelles subissant le feu précoce annuel. Concernant l'efflux de CO₂, la pâture et le feu annuel précoce ne présentent pas de différence significative sur le taux de respiration à Laba. Par contre à Tiogo, la pâture a eu un effet augmentatif sur le taux de respiration. En plus de l'effet du traitement, l'analyse statistique a révélé que la respiration du sol diminue du matin à midi en fonction de l'humidité et de la température du sol. Enfin, la vitesse d'infiltration de l'eau ne variait pas significativement en fonction des différents traitements à Tiogo comme à Laba.

Etant donné que l'effet du feu précoce annuel est fonction de la saison et que celui de la pâture dépend de la pression ou de la charge animale, ces deux types de perturbations pourraient être utilisés judicieusement comme outil de gestion des écosystèmes savanicoles.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET RECOMMANDATIONS

Les feux de brousse, la coupe de bois et/ou la pâture constituent les principaux facteurs anthropiques influençant la structure et la fonction des formations naturelles savaniques. Notre travail avait pour objectif de contribuer à la connaissance de l'effet du feu précoce, de la coupe sélective de bois, et de la pâture sur les paramètres fonctionnels des écosystèmes de savanes. Nous avons fait l'hypothèse que les perturbations écologiques (feu, coupe de bois et pâture) agissaient individuellement ou de manière additive sur les fonctions de régénération et les propriétés physico-chimiques des sols.

L'étude du stock semencier du sol des dispositifs de Laba et de Tiogo indique un potentiel de régénération des deux sites à partir de la banque de semences du sol. Cependant, ce potentiel de régénération est dépendant du type de perturbations et indique une forte concentration des semis sur les parcelles pâturées et les parcelles soumises au feu précoce annuel respectivement sur le site de Laba et de Tiogo. Il montre également une forte présence des herbacées sur les deux dispositifs et l'apparition d'une seule espèce ligneuse sur le site de Laba et Tiogo témoignant de la nécessité de protéger certaines espèces ligneuses de l'action néfaste du feu.

Les résultats de nos travaux de recherche sur les propriétés physico-chimiques du sol ont indiqué aussi que la pâture augmente la biomasse racinaire et le taux de respiration du sol, alors que le feu précoce annuel augmente le taux de matière organique et le taux de Carbone et d'Azote sur le long terme au niveau du site de Tiogo à sol profond. Cependant, ces deux perturbations n'ont pas eu d'effet sur l'infiltration de l'eau sur le même site. Sur le dispositif de Laba à sol peu profond, ni le feu ni la pâture n'ont eu un effet significatif sur les propriétés physico-chimiques du sol. Dans un objectif de conservation de nos formations naturelles savaniques, il serait utile d'utiliser le feu précoce, la coupe sélective de bois et la pâture comme des outils de gestion du potentiel de régénération en relation avec les propriétés physico-chimiques des sols tout en contrôlant leur intensité. Compte tenu de la courte période d'incubation des échantillons de sol et du volume des échantillons prélevés dans notre étude, d'autres études se tablant sur des échantillons de taille plus grande sur des périodes d'incubation relativement longues sont nécessaires pour évaluer le stock de semences viables dans le sol, tout

en couplant à ces études de restauration écologique des tests de viabilité des semences contenues dans les échantillons de sol.

BIBLIOGRAPHIE

- Arianoutsou, M.** (1998). Aspects of demography in post-fire mediterranean plant communities of Greece. pp. 273-295, In Rundel, P. W., Montenegro, G. et Jaksic, F. (eds). Landscape degradation in mediterranean-type ecosystem, Ecological studies 136. Springer-Verlag, Berlin/ Heidelberg.
- Balay, C., Delecolle, R., Guinot, J. P. et Kontongomdé, H.** (1982). Etude des vents au sol en Haute Volta: Quelques conséquences économiques pour la région soudano-sahélienne en Afrique de l'Ouest. WHO/OMM. Conférence technique sur le Climat-Afrique Arusha, Tanzania. 8 p.
- Barbosa, P. M., Stroppiana, D., Grégoire, J.-M. et Pereira, J. M. C.** (1999). An assessment of vegetation fire in Africa (1981–1991): burned areas, burned biomass, and atmospheric emissions. *Global Biogeochemical Cycles* 13: 933-950.
- Baskin, C. C. et Baskin, J. M.** (1998). *Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination*. Academic press, San Diego. 666 p.
- Bationo, B. A., Karim, S., Saadou, M., Guinko, S., Ichaou, A. et Bouhari, A.** (2005). The terrestrial layering: An economical propagation technique for certain tropical woody species. *Sécheresse* 16: 309-311.
- Bationo, B. A., Ouédraogo, J. S. et Guinko, S.** (2001). Stratégies de régénération naturelle de *Detarium microcarpum* Guill. et Perr. dans la forêt classée de Nazinon (Burkina Faso). *Fruits* 56: 271-285.
- Bekdouche, F.** (2010). Evolution après feu de l'écosystème Suberaie de Kabylie (Nord algerien). Thèse de doctorat d'Etat. Faculté des Sciences Biologiques et des Sciences Agronomiques. 147p.
- Bekker, R. M., Verweij, G. L., Smith, R. E. N., Reine, R., Bakker, J. P. et Schneider, S.** (1997). Soil seed banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal of Applied Ecology* 34: 1293-1310.
- Bellefontaine, R.** (1993). Prétraitements des semences forestières. Symposium IUFRO, Ouagadougou. In: Somé, L. et Kam, M. Tree seed problems with special reference to Africa, Backhuys Publishers, Leiden. pp. 143-153.
- Bellefontaine, R.** (1997). Synthèse des espèces des domaines sahélien et soudanien qui se multiplient naturellement par voie végétative. In: d'Herbès J. M., Ambouta J. M. K. et Peltier R. (Eds.), *Fonctionnement et gestion des écosystèmes forestiers contractés sahéliens*. John Libbey Eurotext, Paris, Niamey, Niger. pp. 95-104.

- Bellefontaine, R.** (2005). Low-cost natural regeneration as a tool for forest management in dry tropical zones of Africa. *Vertigo* 6: 141-154.
- Bellefontaine, R., Gaston, A. et Petrucci, Y.** (2000). Management of natural forests of dry tropical zones. (Conservation guide 32) Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Rome, Italy: 318 p.
- Benoit, D. L., Kenkel, N. C. et Cavers, P. B.** (1989). Factors influencing the precision of soil seed bank estimates. *Canadian Journal of Botany* 67: 2833-2840.
- Bigwood, D. W. et Inouye, D. W.** (1988). Spatial pattern analysis of seed banks: an improved method and optimized sampling. *Ecology* 69: 497-507.
- Bille, J. C.** (1995). La production des parcours. In: Daget, P. et Godron, M. *Pastoralisme*. Edition Hatier-AUPELF.UREF. pp. 219-237.
- Bisteau, E. et Mahy, G.** (2005). Vegetation and seed bank in a calcareous grassland restored from a *Pinus* forest. *Applied Vegetation Science* 8: 167-174.
- Boerner, R. E. J., Huang, J. et Hart, S. C.** (2009). Impacts of fire and fire surrogate treatments on forest soil properties: a meta analytical approach. *Ecological Application* 19 (2): 338-358.
- Bognounou, F.** (2009). Restauration écologique et gradient latitudinal: Utilisation, diversité et régénération de cinq espèces de *Combretaceae* au Burkina Faso. Thèse de Doctorat. Université de Ouagadougou. 139 p.
- Brady, N. C. et Weil, R. R.** (1999). The nature and properties of soils: twelfth edition. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall. 881 p.
- Bruzon, V.** (1995). Les feux de brousse dans les savanes africaines. In: Daget, P. et Godron, M. *Pastoralisme*, Edition Hatier- AUPELF.UREF. pp. 269-282.
- Bullock, J. M.** (2000). Gaps and seedling colonisation. In *Seeds. The ecology of regeneration in plant communities*. Edited by M. Fenner. CABI Publishing. New York. pp. 375-395.
- Christoffoleti, P. J. et Caetano, R. S. X.** (1998). Soil seed banks *Scientia Agricola*: 55: 74-78.
- Cohen, D.** (1966). Optimizing reproduction in a randomly varying environment. *Journal of Theoretical Biology* 12: 119-129.
- Crawley, M. J.** (2007). The R book. John Wiley & Sons, England. 942p.
- 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. 73 p.

Dayamba, S. D. , Sawadogo, L. , Tigabu, M. , Savadogo, P. , Zida, D. , Tiveau, D. et Oden, P. C. (2010). Effects of aqueous smoke solutions and heat on seed germination of herbaceous species of the Sudanian savanna-woodland in Burkina Faso. *Flora* 205: 319-325.

Dayamba, S. D., Tigabu, M., Sawadogo, L. et Oden, P. C. (2008). Seed germination of herbaceous and woody species of the Sudanian savanna-woodland in response to heat shock and smoke. *Forest Ecology and Management* 256: 462-470.

De Luis, M., Raventos, J. et Gonzales-Hidalgo, J. C. (2005). Factors controlling seedling germination after fire in Mediterranean gorse shrublands. Implications for fire prescription. *Journal of Environmental Management* 76: 159-166.

De Luis, M., Raventos, J., Wiegand, T. et Gonzalez-Hidalgo, J. C. (2008). Temporal and spatial differentiation in seedling emergence may promote species coexistence in Mediterranean fire-prone ecosystems. *Ecography* 31: 620-629.

DeBano, L. F., Daniel, G. N. et Peter, F. F. (1998). *Fire's effects on ecosystems* New York John Wiley. 333p.

Dembelé, F. (1996). Influence du feu et du pâturage sur la végétation et la biodiversité dans les jachères en zone soudanienne-nord - Cas des jeunes jachères du terroir de Missira (cercle de Kolokani), Mali. Thèse de doctorat, Université d'Aix-Marseille 3, Marseille. 179p + Annexes.

Devineau, J. L., Fournier, A. et Nignan, S. (2009). "Ordinary biodiversity" in Western Burkina Faso (West Africa) : what vegetation do the state forests conserve ? *Biodiversity and Conservation* 18: 2075-2099.

DRET/CO (1995). Forêt classée de Tiogo. Projet de plan d'aménagement (période 1995-2015). 61 p.

Dreber, N. et Esler, K. J. (2011). Spatio-temporal variation in soil seed banks under contrasting grazing regimes following low and high seasonal rainfall in arid Namibia. *Journal of Arid Environments* 75: 174-184.

Driessen, P., Deckers, J. et Spaargaren, O. (2001). Lecture notes on the major soils of the world. *FAO World Resources Reports - 94*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. 334 p.

Duchaufour, P. (1979). *Pédologie*. Tome 2: constituants et propriétés du sol. Masson, Paris. 459 p.

- Duguy, B. et Vallejo, V. R.** (2008). Land-use and fire history effects on post-fire vegetation dynamics in eastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 19: 97-108.
- Dulière, J. F., Mahy, G. et Delescaille, L. M.** (2001). L'étude de la banque de graines du sol, un outil efficace pour orienter la restauration des milieux semi-naturels. *Parcs et Réserves* 56 (3) :16-20 et 25-26.
- Elberse, W. T. et Breman, H.** (1989). Germination and establishment of Sahelian rangeland species/1. Seed properties. *Acta Oecologia* 80: 477- 484.
- Emmerich, W. E. et Cox, J. R.** (1992). Hydrologic characteristics immediately after seasonal burning on introduced native grasslands. *Journal of Range Management* 45: 476-479.
- FAO** (2004). Situation et évolution de la Vulgarisation Agricole: Etude de cas sur le Burkina Faso. Disponible sur <http://www.fao.org/docrep/009/j2623f/J2623F00.htm#Contents>, consulté le 23-09-2011.
- FAO** (2010). Evaluation des ressources forestières mondiales. Département des forêts. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. Viale delle Terme di Caracalla 00153 Rome, Italie. 12 p.
- Fenner, M.** (2000). *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*. 2nd edn. Wallingford, UK: CABI Publishing. 410 p.
- Fenner, M. et Thompson, K.** (2005). *The ecology of seeds*. Cambridge University Press. 250 p.
- Fontès, J. et Guinko, S.** (1995). Carte de la végétation et de l'occupation du sol du Burkina Faso. Ministère de la Coopération Française: projet campus (88 313 101). 67 p.
- Gardner, M. J.** (1958). Some steady state solutions of unsaturated moisture flow equations with application to evaporation from water table. *Soil Science* 85: 228-232.
- Gautam, K. H.** (2001). Lopping regimes in community-managed Sal (*Shorea robusta*) forests of Nepal: prospects for multiple-product silviculture for community forestry. PhD thesis. School of Forestry, University of Canterbury, Christchurch. 267 p.
- Getachew, T., Demel, T., Yoseph, A. et Masresha, F.** (2004). Seed Bank and Regeneration of Harena Forest, Southeastern Ethiopia. *Mountain Research and Development* 24 (4): 354-361.
- Graham, D. J. et Hutchings, M. J.** (1988). Estimation of the seed bank of a chalk grassland ley established on former arable land. *Journal of Applied Ecology* 25: 241-252.
- Grime, J. P.** (1981). The role of seed dormancy in vegetation dynamics. *Annals of Applied Biology* 98: 555-558.

- Gufu, O.** (1998). Effects of excluding goat herbivory on *Acacia tortilis* woodland around pastoralist settlements in northwest Kenya. *Acta Oecologica* 19: 395-494.
- Hagberg, S., Gomgnimbou, M. et Somé, D. B.** (1996). Forêts classées et terre des ancêtres au Burkina Faso. Working paper in cultural anthropology. Uppsala University, Sweden. 69 p.
- Hahn-Hadjali, K., Schmidt, M. et Thiombiano, A.** (2006). Phytodiversity dynamics in pastured and protected West African savannas. In Ghazanfar, S.A. & Beentje, H.J. (eds), *Taxonomy and ecology of African plants, their conservation and sustainable use*. Royal Botanic Gardens, Kew. pp. 351–359.
- Hanley, M. E. et Fenner, M.** (1998). Pre-germination temperature and onward growth of Mediterranean fire-following plant species. *Acta Oecologica* 19: 181-187.
- Harper, J. L.** (2010). *Population Biology of plants* Academic Press, Inc, New York, USA. 892 p.
- Harrod, R. J. et Halpern, C. B.** (2005). The seed ecology of *Iliamna longisepala* (Torr.) Wiggins, an east Cascade endemic. *Natural Area Journal* 25: 246-256.
- Hérault, B. et Hiernaux, P.** (2004). Soil seed bank and vegetation dynamics in Sahelian fallows; the impact of past cropping and current grazing treatments. *Journal of Tropical Ecology* 20: 683-691.
- Hewitt, J. E., Thrush, S. E. et Cummings, V. J.** (2001). Assessing environmental impacts: effects of spatial and temporal variability at likely impact scales. *Ecological Applications* 15: 1502-1516.
- Hiernaux, P.** (1998). Effects of grazing on plant species composition and spatial distribution in rangelands of the Sahel. *Plant Ecology* 138: 191-202.
- Hiernaux, P., Biellers, C. L., Valentin, C., Bationo, A. et Fernandez-Rivera, S.** (1999). Effects of livestock grazing on physical and chemical properties of sandy soils in Sahelian rangelands. *Journal of Arid Environments* 41(3): 231-245.
- Hoogmoed, W. B. et Stroosnijder, L.** (1984). Crust formation on sandy soils in the sahel. I: rainfall and infiltration. *Soil & Tillage Research* 4: 5-23.
- Ingram, L. J.** (2002). Growth, nutrient cycling and grazing of three perennial tussock grasses of the Pilbara region of NW Australia. Ph.D. thesis. Departement Botany, University of Western Australia, Australia. 279 p.

- INSD** (2007). Résultats préliminaires du recensement général de la population et de l'habitat de 2006. In: Institut National des Statistiques et de la Démographie (INSD). Direction de la démographie. Ouagadougou. Burkina Faso.
- IPNI** (2012). www.ipni.org, consulté en Juin 2012.
- IUCN** (2009). Lettres des aires protégées en Afrique de l'Ouest. 7 p.
- Kaboré, C.** (2004). Référentiel technique d'aménagement des forêts au Burkina Faso. BKF/007-PAFDK, Ouagadougou. 133 p.
- Kassahun, A., Snyman, H. A. et Smit, G. N.** (2009). Soil seed bank evaluation along a degradation gradient in arid rangelands of the Somali region, eastern Ethiopia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 129: 428-436.
- Kemp, P. R.** (1989). Seed banks and vegetation processes in deserts. In: Leck, M.A., Parker, V.T. et Simpson, R.L. (Edition). *Ecology of soil seed banks*. pp. 257-281. Academic Press, San Diego, CA, US.
- Kiéma, S.** (2007). Élevage extensif et conservation de la diversité biologique dans les aires protégées de l'Ouest burkinabé. Arrêt sur leur histoire, épreuves de la gestion actuelle, état et dynamique de la végétation. Thèse de doctorat, Université d'Orléans. 658 p.
- Ky-Dembele, C., Tigabu, M., Bayala, J., Ouedraogo, S. J. et Oden, P. C.** (2007). The relative importance of different regeneration mechanisms in a selectively cut savanna-woodland in Burkina Faso, West Africa. *Forest Ecology and Management* 243: 228-238.
- Laura, A. H. et Branda, B. C.** (2000). Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. *Journal of Ecology* 88: 516-527.
- Le Houérou, H. N.** (1996). Drought-tolerant and water-efficient trees and shrubs for rehabilitation of tropical and subtropical arid lands of Africa and Asia. *Land-Husbandry* 1: 43-64.
- Leck, M. A., Parker, V. T. et Simpson, R. L.** (1989). *Ecology of soil seed banks*. Academic Press, Inc., San Diego, California. 462 p.
- Leckie, S., Vellend, M., Bell, G., Waterway, M. J. et Lechowicz, M. J.** (2000). The seed bank in an old-growth, temperate deciduous forest. *Canadian Journal of Botany* 78: 181-192.
- Luo, Y. et Zhou, X.** (2006). *Soil respiration and the environment*. Elsevier. 316 p.

- Luoga, E. J., Witkowski, E. T. F. et Balkwill, K.** (2004). Regeneration by coppicing (resprouting) of miombo (African savanna) trees in relation to land use. *Forest Ecology and Management* 189: 23-35.
- M.E.E.** (1996). Programme National d'Aménagement des Forêts.
- M.E.E.** (2002). Rapport sur l'état de l'environnement au Burkina Faso.
- Magurran, A. E.** (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Malden, Oxford and Victoria. 256 p.
- MAHRH.** (2008). Document guide de la révolution verte. MAHRH, Burkina Faso. 97 p.
- Malone, C. R.** (1967). A rapid method for enumeration of viable seeds in soil. *Weeds* 15: 381-382.
- Mbaye, M. et Ickowicz, A.** (1998). Impact des modes de gestion actuels des écosystèmes forestiers soudanais sur la dynamique de la biomasse fourragère (Haute et Moyenne Casamance, Sénégal). In: Séminaire International sur l'Aménagement intégré des forêts naturelles des zones tropicales de l'Afrique de l'Ouest. Ouagadougou, Burkina Faso: CNRST, SLU Uppsala. pp. 57 - 68.
- McNaughton, S. J.** (1983). Serengeti grassland ecology- the role of composite environmental-factors and contingency in community organization. *Ecological Monographs* 53: 291-320.
- MECV** (2010). Quatrième rapport national du Burkina Faso sur la diversité biologique. Conférence des parties. 119 p.
- Meysman, F. J. R., Middelburg, J. J. et Heip, C. H. R.** (2006). Bioturbation: a fresh look at Darwin's last idea. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 688-695.
- Miller, M. F.** (1995). *Acacia* seed survival, seed-germination and seedling growth following pod consumption by large herbivores and seed chewing by rodents. *African Journal of Ecology* 33: 194-210.
- Mills, A. J. et Fey, M. V.** (2004). Frequent fires intensify soil crusting: Physicochemical feedback in the pedoderm of long-term burn experiments in South Africa. *Geoderma* 121: 45-64.
- Mills, A. J. et Fey, M. V.** (2005). Interactive response of herbivores, soils and vegetation to annual burning in a South African savanna. *Austral Ecology* 30: 435-444.

- Montani, T., Busso, C. A., Fernandez, O. A. et Brevedan, R. E.** (1996). Production and nitrogen cycling in an ecosystem of *Eragrostis curvula* in semi-arid Argentina. 1. Plant biomass and productivity. *Acta Oecologica* 17: 151-162.
- Moyo, C. S., Frost, P. G. H. et Campbell, B. M.** (1998). Modification of soil nutrients and microclimate by tree crowns in semi-arid rangeland of South-Western Zimbabwe. *African Journal of Range & Forage Science* 15: 16-22.
- MRA** (2005). Initiative « Elevage, Pauvreté et Croissance (IEPC) ». Proposition pour un document national. 157 p.
- Mwendera, E. J., Saleem, M. A. M. et Woldu, Z.** (1997). Vegetation response to cattle grazing in the Ethiopian highlands. *Agriculture Ecosystems & Environment* 64 (1): 43- 51.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F. et Ffolliott, P. F.** (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122: 51-71.
- Nouvellet, Y. et Sawadogo, L.** (1995). Recherches sur l'aménagement des formations naturelles dans la région du centre ouest du Burkina Faso. SUAS/CNRST-IRBET/CIRAD-Forêt. 88 p.
- O'Connor, T. G. et Pickett, G. A.** (1992). The influence of grazing on seed production and seed banks of some African savanna grasslands. *Journal of Applied Ecology* 29: 247-260.
- Olf, H. et Ritchie, M. E.** (1998). Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology and Evolution* 13: 261-265.
- Ouattara, K., Ouattara, B., Nyberg, G., Sedogo, M. P. et Malmer, A.** (2007). Ploughing frequency and compost application effects on soil infiltrability in a cotton-maize (*Gossypium hirsutum-Zea mays* L.) rotation system on a Ferric Luvisol and a Ferric Lixisol in Burkina Faso. *Soil & Tillage Research* 95: 288-297.
- Ouedraogo, B.** (2009). Aménagement forestier et lutte contre la pauvreté au Burkina Faso, Développement durable et territoires. *Varia*. Disponible sur <http://developpementdurable.revues.org/8215>, consulté le 27-11-2011.
- Pallo, F., Ky-Dembélé, C. et Belem, M.** (1997). Caractères pédologiques zones dégradées « Zipella » dans les provinces du Bam et de l'Oubritenga- Burkina Faso. CNRST / INERA, DPF, rapport technique n° 1.
- Parker, J. L., Fernandez, I. J., Rustad, L. E. et Norton, S. A.** (2001). Effects of nitrogen enrichment, wildfire, and harvesting on forest-soil carbon and nitrogen. *Soil Science Society of*

America 65: 1248-1255.

Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A. et Vallejo, V. R. (2008). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? A review. *International Journal of Wildland fire* 17: 713-723.

Philip, J. R. (1957). The theory of infiltration: 4. Sorptivity and algebraic infiltration equations. *Soil Science*. pp. 257-264.

PIF (2010). Aide Memoire Mission Preparation. Programme D'investissement Forestier PIF-Burkina Faso. Disponible sur <http://www.climateinvestmentfunds.org>, consulté le 16-06-2012.

R Development Core Team. (2012). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Razanamandranto, S., Tigabu, M., Neya, S. et Odén, P. C. (2004). Effects of gut treatment on recovery and germinability of bovine and ovine ingested seeds of four woody species from the Sudanian savanna in West Africa. *Flora* 199: 389-397.

Razanamandranto, S., Tigabu, M., Sawadogo, L. et Odèn, P. C. (2005). Seed germination of eight savanna-woodland species from West Africa in response to different cold smoke treatments. *Seed Sciences and Technology* 33: 315-328.

Rivas, M., Reyes, O. et Casal, M. (2006). Influence of heat and smoke treatments on the germination of six leguminous shrubby species. *International Journal of Wildland Fire* 15: 73-80.

Rodrigues, B. D., Martins, S. V. et Leite, H. G. (2010). Evaluation of the litter and soil seed bank transposition as a forest restoration of degraded areas methodology. *Revista Arvore* 34: 65-73.

Rogers, W. E. et Hartnett, D. C. (2001). Temporal vegetation dynamics and recolonization mechanisms on different-sized soil disturbances in tallgrass prairie. *American Journal of Botany* 88: 1634-1642.

Roscoe, R., Buurman, P., Velthorst, E. J. et Pereira, J. A. A. (2000). Effects of fire on soil organic matter in a "cerrado sensu-stricto" from Southeast Brazil as revealed by changes in delta C-13. *Geoderma* 95: 141-160.

Roy, J. et Sonié, L. (1992). Germination and population dynamics of *Cistus* species in relation to fire. *Journal of Applied Ecology* 29: 647-655.

Russell, J. R., Betteridge, K., Costall, D. A. et Mackay, A. D. (2001). Cattle treading effects on sediment loss and water infiltration. *Journal Range Management* 54: 184-190.

- Sanou, J., Zougmore, R., Bayala, J. et Teklehaimanot, Z. (2010).** Soil infiltrability and water content as affected by Baobab (*Adansonia digitata* L.) and Néré (*Parkia biglobosa* (Jacq.) Benth.) trees in farmed parklands of West Africa. *Soil Use and Management* 26: 75-81.
- Santi, S. (2011).** Feux, pâture, climat et paramètres structurels et fonctionnels des écosystèmes savanicoles. Mémoire d'Ingenieur du Développement Rural. Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso; Burkina Faso. 152 p + annexes.
- Sapkota, I. P. (2009).** Species diversity, regeneration and early growth of sal forest in Nepal: responses to inherent disturbance regimes. Swedish University of Agricultural Sciences. 71 p.
- Savadogo, P. (2002).** Pâturage de la forêt classée de Tiogo: diversité floristique, productivité, valeur nutritive et utilisation pastorale. Mémoire d'Ingénieur du développement rural. IDR, UPB, Burkina Faso. 105 p + annexes.
- Savadogo, P. (2007).** Dynamics of sudanian savanna woodland ecosystem in response to disturbances. PhD thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. 53 p.
- Savadogo, P., Santi, S., Dayamba, S. D., Nacro, H. B. et 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. *Australian Journal of Soil Research* 50: 195-206.
- Savadogo, P., Sawadogo, L. et Tiveau, D. (2007).** Effect of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodland of Burkina Faso. *Agriculture Ecosystem & Environment* 118: 80-92.
- Savadogo, P., Tiveau, D., Sawadogo, L. et Tigabu, M. (2008).** Herbaceous species responses to long term effects of prescribe fire, grazing and selective cutting tree in the savanna-woodland of west Africa. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 10: 179-195.
- Sawadogo, L. (1996).** Evaluation des potentialités pastorales d'une forêt nord soudanienne du Burkina Faso (cas de la forêt classée de Tiogo). Thèse de doctorat de 3^{ème} cycle, option Biologie et Ecologie Végétales. Université de Ouagadougou. 125 p + annexes.
- 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. Jakarta, Indonesia: Center for International Forestry Research. 59 p.

- Sawadogo, L.** (2009). Influence de facteurs anthropiques sur la dynamique de la végétation des forêts naturelles de la zone soudanienne du Burkina Faso. Thèse d'Etat. Université de Ouagadougou. 142 p.
- Sawadogo, L., Tiveau, D. et Nygård, R.** (2005). Influence of selective tree cutting, livestock and prescribed fire on herbaceous biomass in the savannah woodlands of Burkina Faso, West Africa. *Agriculture Ecosystems & Environment* 105: 335-345.
- Schenk, H. J. et Jackson, R. B.** (2002). Rooting depths, lateral spreads, and below-ground/above-ground allometries of plants in water-limited ecosystems. *Journal of Ecology* 90: 480-494.
- Schurr, M. F., Bond, W. J., Midgley, G. F. et Higgins, S. I.** (2005). A mechanistic model for secondary seed dispersal by wind and its experimental validation. *Journal of Ecology* 93: 1017–1028.
- SER** (2004). The SER (Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group) international primer on ecological restoration. Disponible sur le site http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp, Consulté le 01-11-2011.
- Snyman, H. A.** (2005a). Influence of fire on litter production and root and litter turnover in a semiarid grassland of South Africa. *South African Journal of Botany* 71: 145-153.
- Snyman, H. A.** (2005b). Influence of fire on root distribution, seasonal root production and root/shoot ratios in grass species in a semi-arid grassland of South Africa. *South African Journal of Botany* 71: 133-144.
- Snyman, H. A.** (2005c). The effect of fire on the soil seed bank of a semi-arid grassland in South Africa. *South African Journal of Botany* 71: 53–60.
- Snyman, H. A.** (2009). Root studies on grass species in a semi-arid South Africa along a degradation gradient. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 130: 100-108.
- Swaine, M.** (2001). Protocol for assay of soil seed banks. In: Proceedings of the Euroworkshop on Functional Groups in Tropical Forest Trees. Disponible sur le site <http://www.nbu.ac.wk/tropical/SSBProtocol>, consulté le 08-05-2012.
- Taiz, L. et Zeiger, E.** (2006). *Plant Physiology*. Fourth edition. Sinauer Associates, Inc., Publishers, Sunderland, Massachusetts. 764 p.
- Teketay, D.** (1996). Germination ecology of forest species from the highlands of Ethiopia. PhD thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Umea.

- Thompson, K.** (1993). Persistence in soil In Hendry, G.A.F. et Grime, J.P., editors. *Methods in comparative plant ecology: a laboratory manual*. Chapman et Hall, London, U.K. pp.199-202.
- Thompson, K., Bakker, J. P. et Bekker, R. M.** (1997). *The soil seed banks of north west Europe: methodology, density and longevity*. New York: Cambridge University Press. 276 p.
- Thompson, K. et Grime, J. P.** (1979). Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology* 67: 893-921.
- Trabaud, L.** (1989). Les effets de régime des feux: exemple pris dans le bassin Méditerranéen. CIHEAM, options Méditerranéennes. Série séminaire n°3: 89-94.
- Trabaud, L.** (1991). Le feu est-il un facteur de changement pour les systèmes écologiques du bassin méditerranéen? *Sécheresse* 3(2): 163-174.
- Trabaud, L.** (1994). Post-fire Plant Community Dynamics in the Mediterranean Basin. In: *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*. Moreno, J. M. et Oechel, W. C. (Edition). *Ecological Studies*, Springer-Verlag 107: 1-15.
- Tracy, B. F. et Sanderson, M. A.** (2000). Seedbank diversity in grazing lands of the Northeast United States. *Journal of Range Management* 53 : 114-118.
- Traoré, S.** (2008). Impact des termitières épigées sur la régénération et la dynamique des écosystèmes de savanes: Cas de la forêt classée de Tiogo, Burkina Faso. Thèse Doctorat Unique, Université de Ouagadougou. 189 p.
- Valone, T. J.** (2003). Examination of interaction effects of multiple disturbances on an arid grassland ecosystem. *Southwestern Naturalist* 48: 481-490.
- Van der Pijl, L.** (1969). *Principles of dispersion in higher plants*. Springer Verlag, Berlin.
- Van Der Valk, A. G.** (1992). Establishment, colonization and persistence. Glenn-Lewin, D. C., Peet R. K. et Veblen T. T (Editions). HYPERLINK "<http://www.springer.com/series/6385>" *Population and Community Biology Series*, Vol. 11. pp. 60-102.
- Van der Valk, A. G. et Pederson, R. L.** (1989). Seed banks and the management and restoration of Natural vegetation. In Leck, M.A., Parker, V.T. et Simpson, R.L. (Edition), *Ecology of seed banks*. Academic press, Inc. San Diego. pp. 329-346.
- Vesk, P. A. et Westoby, M.** (2001). Predicting plant species' responses to grazing. *Journal of Applied Ecology* 38: 897-909.
- Vieira, D. M. L. et Scariot, A.** (2006). Principle of natural regeneration of tropical dry forests restoration. *Restoration Ecology* 14: 11-20.

- Von Blanckenhagen, B. et Poschlod, P.** (2005). Restoration of calcareous grasslands: the role of the soil seed bank and seed dispersal for recolonisation processes. *Biotechnologie Agronomie Sociétés et Environnement* 9: 143-149.
- Warren, A., Thurow, T. L., Blackburn, H. D. et Garza, N. E.** (1986). The influence of livestock trampling under intensive rotation grazing on soil hydrological characteristics. *Journal of Range Management* 36(6): 491-495.
- Wiegand, K., Saitz, D. et Ward, D.** (2006). A patch-dynamics approach to savanna dynamics and woody plant encroachment - insights from an arid savanna. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics* 7: 229-242.
- Wooding, R. A.** (1968). Steady infiltration from a shallow circular pond. *Water Resource Research* 4: 1259-1273.
- Yelkouni, M.** (2004). Gestion d'une ressource naturelle et action collective: le cas de la forêt classée de Tiogo au Burkina Faso. Thèse de doctorat. Université d'Auvergne Clermont I. 330 p.
- Zida, D.** (2007). Impact of forest management regimes on lignous regeneration in the sudanian savanna of Burkina Faso. PhD thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. 44 p.
- Zida, D., Sawadogo, L., Tigabu, M., Tiveau, D. et Oden, P. C.** (2007). Dynamics of sapling population in savanna woodlands of Burkina Faso subjected to grazing, early fire and selective cutting for a decade. *Forest Ecology and Management* 243: 102-115.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N. et Elphick, C. S.** (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology & Evolution* 1: 3-14.

ANNEXES

Annexe 1 : Fiche de mesure de l'infiltration de l'eau pendant chaque 35 minutes

Dispositif :

N° de la Parcelle :

Date :

Type de traitement :

Niveau de succion :

Points	Temps (min)	Niveau d'eau dans le réservoir/5min	Heure début	Heure fin	Type de sol	Observations particulières
1	0-5					
	5-10					
	10-15					
	15-20					
	20-25					
	25-30					
	30-35					
2	0-5					
	5-10					
	10-15					
	15-20					
	20-25					
	25-30					
	30-35					
3	0-5					
	5-10					
	10-15					
	15-20					
	20-25					
	25-30					
	30-35					
4	0-5					
	5-10					
	10-15					
	15-20					
	20-25					
	25-30					
	30-35					

Annexe 2: Cortège floristique de la strate herbacée des dispositifs de Tiogo et de Laba selon l'inventaire de 2011 0= absence de l'espèce et 1= présence de l'espèce

Famille	Espèces	Laba	Tiogo
Acanthaceae	<i>Blepharis maderaspatensis</i> B.Heyne ex Roth	1	1
	<i>Dicliptera verticillata</i> C.Chr.	0	1
	<i>Lepidagathis anobrya</i> Nees	1	1
	<i>Lepidagathis collina</i> (Endl.) Milne-Redh.	1	0
	<i>Monechma ciliatum</i> (Jacq.) Milne-Redh.	0	1
Amaranthaceae	<i>Achyranthes aspera</i> Duss	0	1
	<i>Pandiaka heudelotii</i> (Miq.) Benth. & Hook.f.	1	1
Amaryllidaceae	<i>Crinum ornatum</i> (L.f.) Herb.	0	1
Anthericaceae	<i>Chlorophytum senegalense</i> (Baker) Hepper	0	1
Araceae	<i>Anchomanes difformis</i> Engl.	0	1
	<i>Stylochiton hypogaeus</i> Lepr.	0	1
Asclepiadaceae	<i>Pergularia daemia</i> (Forssk.) Chiov.	1	0
	<i>Leptadenia hastata</i> Decne	1	0
Caesalpiniaceae	<i>Cassia mimosoides</i> L.	1	0
Cochlospermaceae	<i>Cochlospermum planchonii</i> Hook.f. ex Planch	1	1
	<i>Cochlospermum tinctorium</i> Perr	1	1
Commelinaceae	<i>Commelina forskalaei</i> Vahl	0	1
	<i>Commelina nudiflora</i> L.	1	1
Compositae ou Asteraceae	<i>Aspilia bussei</i> O.Hoffm. & Muschl.	1	1
	<i>Aspilia rudis</i> Oliv. & Hiern	1	0
	<i>Bidens pilosa</i> L.	0	1
	<i>Melanthera elliptica</i> O.Hoffm.	1	0
	<i>Vicoa leptoclada</i> (Webb) Dandy	0	1
Convolvulaceae	<i>Evolvulus alsinoides</i> L.	1	1
Crassulaceae	<i>Kalanchoe crenata</i> (Andrews) Haw.	0	1
Cucurbitaceae	<i>Cucumis metuliferus</i> E.Mey. ex Schrad.	0	1
Cyperaceae	<i>Scleria tessellata</i> Willd.	1	1
	<i>Fimbristylis hispidula</i> Kunth	0	1
	<i>Fimbristylis littoralis</i> Gaudich.	1	0
Dioscoreaceae	<i>Dioscorea dumetorum</i> T.Durand & Schinz	0	1
	<i>Dioscorea praehensilis</i> Benth.	1	0
Euphorbiaceae	<i>Sapium grahamii</i> Prain	1	0
Fabaceae	<i>Crotalaria vogelii</i> D.Dietr.	1	0
	<i>Desmodium</i> sp.1	0	1
	<i>Desmodium</i> sp.2	0	1
	<i>Indigofera colutea</i> (Burm.f.) Merr.	1	1
	<i>Indigofera leprieurii</i> Baker f.	1	0
<i>Rhynchosia minima</i> (L.) DC.	0	1	

Annexe 2 (suite)

Famille	Espèces	Laba	Tiogo
Fabaceae	<i>Vigna ambacensis</i> Welw. ex Baker	1	0
	<i>Zornia glochidiata</i> Rechb. ex DC.	0	1
Hypoxidaceae	<i>Curculigo pilosa</i> (Schum. & Thonn.) Engl.	0	1
Lamiaceae	<i>Englerastrum gracillimum</i> T.C.E.Fr.	1	1
	<i>Hoslundia opposita</i> Vahl	1	1
	<i>Tinnea barteri</i> Gürke	1	0
Leguminosae	<i>Rhynchosia densiflora</i> Wall.	0	1
Malvaceae	<i>Hibiscus asper</i> Hook.f.	1	1
	<i>Sida alba</i> L.	1	1
	<i>Sida urens</i> L.	1	0
	<i>Wissadula amplissima</i> R.E.Fr.	1	1
Oxalidaceae	<i>Biophytum petersianum</i> Klotzsch	1	0
Pedaliaceae	<i>Ceratotheca sesamoides</i> Endl.	1	0
Poaceae	<i>Andropogon ascinodis</i> C.B.Clarke	1	1
	<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.	1	1
	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth	1	1
	<i>Andropogon pseudapricus</i> Stapf	1	1
	<i>Brachiaria distichophylla</i> Stapf	1	1
	<i>Brachiaria jubata</i> Stapf	1	0
	<i>Brachiaria lata</i> (Schumach.) C.E.Hubb.	0	1
	<i>Brachiaria xantholeuca</i> Stapf	0	1
	<i>Chasmopodium caudatum</i> Stapf	1	1
	<i>Cymbopogon schoenanthus</i> Spreng.	0	1
	<i>Digitaria argillacea</i> (Hitchc. & Chase) Fernald	0	1
	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	1	1
	<i>Diheteropogon hagerupii</i> Hitchc.	1	0
	<i>Elionurus elegans</i> Kunth	1	0
	<i>Euclasta condylotricha</i> Stapf	1	1
	<i>Hackelochloa granularis</i> Kuntze	1	1
	<i>Hyparrhenia cyanescens</i> Stapf	1	1
	<i>Loudetia simplex</i> (Nees) C.E.Hubb.	1	0
	<i>Loudetia togoensis</i> (Pilg.) C.E.Hubb.	1	1
	<i>Microchloa indica</i> (L.f.) P.Beauv.	1	1
	<i>Panicum phragmitoides</i> Stapf	0	1
	<i>Pennisetum pedicellatum</i> Trin.	1	1
	<i>Pennisetum polystachion</i> (L.) Schult.	1	1
	<i>Rottboellia exaltata</i> L.f.	0	1
	<i>Rhytachne triaristata</i> Stapf	1	0
	<i>Schizachyrium exile</i> Stapf	1	1

Annexe 2 (suite)

Famille	Espèces	Laba	Tiogo
Poaceae	<i>Schizachyrium platyphyllum</i> Stapf	1	1
	<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	0	1
	<i>Setaria barbata</i> (Lam.) Kunth	1	1
	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	1	1
	<i>Sorghastrum bipennatum</i> (Hack.) Pilg.	0	1
	<i>Sporobolus festivus</i> Hochst. ex A. Rich.	1	1
	<i>Sporobolus microprotus</i> Stapf	1	1
	<i>Sporobolus pectinellus</i> Mez	0	1
	<i>Sporobolus pyramidalis</i> Beauv.	1	1
	<i>Monocymbium cerasiiforme</i> Stapf	1	0
	<i>Diheteropogon amplexans</i> (Nees) Clayton	0	1
	<i>Elionurus pobeguinii</i> Stapf	1	0
	<i>Tripogon minimus</i> Hochst. ex Steud.	1	1
Polygalaceae	<i>Polygala arenaria</i> Willd.	1	1
Rubiaceae	<i>Borreria filifolia</i> K. Schum.	1	1
	<i>Borreria radiata</i> DC.	1	1
	<i>Borreria scabra</i> K. Schum.	1	1
	<i>Borreria stachydea</i> (DC.) Hutch. & Dalziel	1	0
	<i>Kohautia senegalensis</i> Cham. & Schldl.	1	0
Sterculiaceae	<i>Waltheria indica</i> L.	1	0
Tiliaceae	<i>Triumfetta rhomboidea</i> Jacq.	1	1
Tuccaceae	<i>Tacca involucrata</i> Schum. & Thonn.	0	1
Verbenaceae	<i>Lantana rhodesiensis</i> Moldenke	1	1
Vitaceae	<i>Ampelocissus grantii</i> Planch.	1	1
	<i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr.	0	1
Zingiberaceae	<i>Kaempferia aethiopica</i> Solms ex Engl.	1	1

Annexe 3: Cortège floristique de la strate ligneuse des dispositifs de Laba et de Tiogo

Famille	Espèce	Laba	Tiogo
<i>Agavaceae</i>	<i>Baijsea multiflora</i> A. DC.	1	1
<i>Anacardiaceae</i>	<i>Lannea acida</i> A.Rich.	1	1
	<i>Lannea microcarpa</i> Engl. & K.Krause	1	1
	<i>Lannea velutina</i> A.Rich.	1	1
	<i>Sclerocarya birrea</i> Hochst.	1	1
<i>Annonaceae</i>	<i>Annona senegalensis</i> Pers.	1	1
<i>Apocynaceae</i>	<i>Holarrhena florinbuda</i> (G.Don)	1	0
	<i>Saba senegalensis</i> (A.DC.) Pichon	1	1
<i>Bignoniaceae</i>	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	1	1
<i>Bombacaceae</i>	<i>Bombax costatum</i> Pellegr. & Vullet	1	1
<i>Burseraceae</i>	<i>Boswellia dalzielii</i> Hutch.	0	1
<i>Caesalpinaceae</i>	<i>Afrormosia laxiflora</i> (Benth.) Harms	1	1
	<i>Azelia africana</i> Persoon	1	1
	<i>Burkea africana</i> Hook.	1	0
	<i>Cassia sieberiana</i> DC.	1	1
	<i>Cassia singueana</i> Delile	1	1
	<i>Detarium microcarpum</i> Guill. & Perr.	1	1
	<i>Lonchocarpus laxiflorus</i> Guill. & Perr.	1	1
	<i>Maytenus senegalensis</i> (Lam.) Ecell.	1	1
	<i>Piliostigma reticulatum</i> (DC.) Hochst.	1	1
	<i>Piliostigma thonningii</i> (Schumach.) Milne-Redh.	1	1
	<i>Tamarindus indica</i> L. <i>Tamarindus indica</i> L.	1	1
	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	1	1
	<i>Xeroderris sthülhmannii</i> (Taub.) Mend.& Sousa	1	1
	<i>Capparaceae</i>	<i>Boscia senegalensis</i> Hochst. ex Walp.	1
<i>Cadaba farinosa</i> Forssk.		1	1
<i>Capparis sepiaria</i> Wall.		1	1
<i>Maeria angolensis</i> DC.		1	1
<i>Combretaceae</i>	<i>Anogeissus leiocarpa</i> Guill. & Perr.	1	1
	<i>Combretum fragrans</i> F.Hoffm.	1	1
	<i>Combretum glutinosum</i> Guill. & Perr.	1	1
	<i>Combretum micranthum</i> G.Don	1	1
	<i>Combretum molle</i> Engl. & Diels	1	0
	<i>Combretum nigricans</i> Leprieur ex Guill. & Perr.	1	1
	<i>Guiera senegalensis</i> J.F.Gmel.	1	1
	<i>Pteleopsis suberosa</i> Engl. & Diels	1	1
	<i>Terminalia avicennioides</i> Guill. & Perr.	1	1
	<i>Terminalia glaucescens</i> Planch. ex benth.	1	1
	<i>Terminalia laxiflora</i> Engl.	1	1
<i>Terminalia macroptera</i> Guill. & Perr.	1	1	
<i>Ebenaceae</i>	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A.DC.	1	1
<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	1	1
	<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	1	0
	<i>Securinega virosa</i> (Roxb. Ex Wild) Baill.	1	1

Annexe 3 (suite)

Famille	Espèces	Laba	Tiogo
Loganiaceae	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	1	1
	<i>Strychnos innocua</i> Del.	1	0
Meliaceae	<i>Pseudocedrela kotschy</i> Harms	1	1
	<i>Trichilia emetica</i> Vahl	1	0
Mimosaceae	<i>Acacia dudgeoni</i> Craib	1	1
	<i>Acacia macrostachya</i> Rchb. ex G.Don	1	1
	<i>Acacia pennata</i> Willd.	1	1
	<i>Acacia polyacantha</i> Brenan	0	1
	<i>Acacia seyal</i> Delile	1	1
	<i>Albizia chevalieri</i> Harms.	1	1
	<i>Albizia malacophylla</i> (A. Rich) Walp.	1	1
	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.	1	1
	<i>Entada africana</i> Guill. & Perr.	1	1
	<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq)	1	1
	<i>Prosopis africana</i> Taub.	1	1
Moraceae	<i>Ficus ingens</i> Del.	1	1
Olacaceae	<i>Ximenia americana</i> Linn.	1	1
Opiliaceae	<i>Opilia celtidifolia</i> Endl. ex Walp.	1	1
Polygalaceae	<i>Securidaca longepedunculata</i> Fres.	1	1
Rhamnaceae	<i>Ziziphus mauritiana</i> Lam.	1	1
	<i>Ziziphus mucronata</i> Willd.	1	1
Rubiaceae	<i>Crossopteryx febrifuga</i> Benth.	1	1
	<i>Feretia apodanthera</i> Delile	1	1
	<i>Gardenia erubescens</i> Stapf & Hutch.	1	1
	<i>Gardenia sokotensis</i> Hutch.	1	1
	<i>Gardenia ternifolia</i> Schumach. & Thonn.	1	1
	<i>Mitragyna inarmis</i> (Willd.) O. Ktze.	0	1
Sapindaceae	<i>All ophylus africanus</i> P. Beauv.	1	1
Sapotaceae	<i>Vitellaria paradoxa</i> C.F.Gaertn.	1	1
Sterculiaceae	<i>Sterculia setigera</i> Delile	1	1
Tilliaceae	<i>Grewia bicolor</i> Roth	1	1
	<i>Grewia flavescens</i> Juss.	1	1
	<i>Grewia mollis</i> Juss.	1	1
Verbenaceae	<i>Vitex simplicifolia</i> (L.) Del.	1	1

0 = absence de l'espèce et 1 = présence de l'espèce