

Mémoire de stage

présenté par
Pauline GAUD

pour obtenir le diplôme national de master
mention Biodiversité, écologie, évolution
parcours Biodiversité végétale et gestion des écosystèmes tropicaux (BIOGET)

Sujet :

**Communauté ligneuse et pressions anthropiques locales
de deux savanes arborées associées à la filière karité,
Centre-Ouest du Burkina Faso.**

Tuteurs : Dr Marie NOURTIER & Loïc SIMMONOT

Soutenu publiquement le 12 septembre 2018

à Montpellier

devant le jury suivant :

Titre Josiane SEGHIÉRI

Rapporteur

Titre Raphael MANLAY

Examineur

Titre Franck RICHARD

Examineur

REMERCIEMENTS

Mes remerciements à l'ensemble de l'équipe Occitane, sans quoi ce stage n'aurait pas eu lieu et de m'avoir ainsi permis de vivre une incroyable expérience humaine. Merci à Abou et Idrissa pour leur accueil au bureau Occitane du Burkina Faso.

Je tiens à remercier l'ensemble de l'équipe NITIDAE (ex Etc Terra-RONGEAD) pour m'avoir accueillie de loin comme de près.

Un grand merci à mes tuteurs de stage Marie NOURTIER, Loic SIMONOT et Jules GAYE ainsi que mon enseignant référent Georges SMEKTALA pour leur présence tout au long de la mission.

Un grand merci à Frederique MONTFORT pour sa gentillesse, sa présence durant mes premiers jours au Burkina Faso mais aussi durant les temps d'analyses et de rédaction.

Merci tout particulièrement à Sansan HIEN pour son esprit combatif face aux aléas de la mise en place des activités de terrain. Merci également au sherif David YONLI pour ses merveilleuses histoires racontées et les dolos partagés. Merci à Sandra, Ida, Raissa, Caroline et l'ensemble des collègues du Burkina Faso pour leur accueil au pays des Hommes Intègres.

Je tiens à remercier grandement la fédération Nununa et toutes les tanties qui la composent pour m'avoir accueillie à bras ouverts. Je remercie tout particulièrement Adiata TRAORE et Simon BENAO d'avoir participé au bon déroulement de mon séjour au Burkina Faso par leur soutien logistique et moral. Aussi l'ensemble des femmes du groupement de Bieha de m'avoir enseignée la cuisine, la danse et la fabrication du précieux beurre de karité.

Merci également à Jeanne BARRO pour sa gentillesse, pour avoir partagée son toit et ses merveilleux repas (qui ne furent pas toujours au goût de mon estomac).

Je tiens à remercier mes deux coéquipiers Mama NIEBE et Ludovic KABORE d'avoir bien voulu combattre les moucheron et la chaleur de la brousse.

Merci aux chefs coutumiers de Gao, Mao-Nassira et Boala, aux services étatiques de Léo, Sapouy, Gao et Bieha ainsi qu'au campement de la Sissili d'avoir acceptés la mise en œuvre des activités de terrain.

Enfin, un grand merci à la famille BENAO de m'avoir permis de me sentir chez moi au sein du village de Gao.

RESUME

L'Occitane en province développe une filière beurre de karité (*Vitellaria paradoxa*) biologique au Burkina Faso. Ils souhaitent évaluer l'évolution des zones forestières concernées par la collecte des noix biologiques. Cette étude fournit un état de référence de l'état de la communauté ligneuse de deux zones concernées : Sissili et Ziro. Nous avons également cherché à identifier les facteurs anthropiques qui influencent leur état actuel.

Méthodologie

L'état de la communauté ligneuse a été évalué en termes de structure et de biodiversité. Cette dernière a été mesurée par la richesse spécifique, l'abondance, l'indice de Shannon et de Piélou. Les potentielles influences des pressions anthropiques locales (fréquence des feux, présence de pâture et nombre de coupe) et de la distance au village le plus proche ont été mesurées sur la communauté ligneuse ; pour les stades mature ($DBH \geq 5\text{cm}$) et régénération ($DBH [1-5\text{cm}]$).

Résultats

La richesse spécifique et l'abondance du stade régénération à Sissili augmente en s'approchant du village. Alors que Ziro est davantage soumis aux pressions de pâture et de coupe, Sissili est davantage soumis à celle des feux fréquents. Ziro présente une diversité et une abondance plus élevée que Sissili.

Discussion

Le rapprochement au village à Sissili reflète une augmentation des niveaux de pressions de pâture et de coupe. Les résultats pour ce site sont en accord avec la théorie de la perturbation intermédiaire. Les feux fréquents, homogène sur l'ensemble du site, pourrait expliquer pourquoi ces résultats ne s'observe pas sur le stade mature.

Les différences pédologiques et faunistiques des deux sites (notamment plus de type de sol à Ziro et la présence de *Loxodonta africana* à Sissili) pourrait expliquer les différences en terme de biodiversité.

Bien que Ziro puisse présenter une biodiversité plus importante, cette dernière est fortement menacée par l'augmentation démographique et les difficultés de gestion.

Nous préconisons d'utiliser la dynamique d'intégration des collectrices de karité dans la gestion forestière pour mobiliser les gestionnaires actuels et recréer du lien social, nécessaire pour la durabilité de ces espaces partagés.

ABSTRACT

L'Occitane en province is developing a sector of local organic Shea butter (*Vitellaria paradoxa*) in Burkina Faso. They intend to evaluate the changes of the forest zones concerned with the the harvesting of the organic nuts. This study provides a baseline data of the state of the ligneous community of two concerned zones. We also tried to identify anthropogenic factors influencing their current state.

Methodology

The ligneous community has been described in terms of structure and biodiversity. Biodiversity was measured by species richness, abundance, *Shannon diversity* index and *Pielou's* evenness index. We measured the influence of potential pressure factors (fire frequency, presence of pasture and number of wood cuts) and distance to the nearest village on groups of mature trees ($DBH \geq 5\text{cm}$) and saplings ($DBH [1-5\text{cm}]$).

Results

Analyses revealed that on one sites, the species richness and the abundance of saplings increases approaching the village. Whereas Ziro is more subject to grazing and cutting pressure, Sissili is more subject to frequent fire. Ziro has a higher diversity and abundance than Sissili.

Discussion

The rapprochement to the village in Sissili reflects an increase in grazing and cutting pressure. Results on this site agree with the intermediate disturbance hypothesis theory. Frequent fires, homogeneous throughout the site, could explain why these results are not observed at the mature stage.

The two sites present pedological and faunal differences (including more soil type in Ziro and the presence of *Loxodonta africana* in Sissli) which could explain the biodiversity differences.

While Ziro have a higher biodiversity, the latter is still threatened by the population increase and management difficulties.

We recommand using the integration dynamic of shea collectors in forest management to mobilize current managers and recreate the social link necessary for the sustainability of these shared spaces.

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS	1
RESUME	3
ABSTRACT	3
TABLE DES MATIERES	5
1. INTRODUCTION	7
1.1. Contexte	7
1.2. Objectifs	8
1.3. Problématique	8
2. MATERIEL ET METHODES	9
2.1. Site d'étude	9
2.1.1. Localisation	9
2.1.2. Contexte climatique et écologique	10
2.1.3. Historique et gouvernance	11
2.2. Acquisition des données	11
2.2.1. Plan de sondage	11
2.2.1.1 Le nombre de placettes	11
2.2.1.2 La taille des placettes	11
2.2.1.3 La répartition des placettes	11
2.2.2. Récolte des données	12
2.2.2.1 Acquisition des données pour les variables à expliquer	12
2.2.2.2 Acquisition des données pour les variables explicatives	12
2.3. Analyse des données	13
2.3.1. Indicateurs	13
2.3.2. Comparaison entre les deux sites	14
2.3.3. Etude de l'influence des facteurs	15
3. RESULTATS	16
3.1. Pressions anthropiques	16
3.2. Caractérisation de la communauté ligneuse	17
3.2.1. Biodiversité	17
3.2.1.1 Comparaison entre les deux sites	18
3.2.1.2 Influence des facteurs	18

3.2.2. Composition spécifique	20
3.2.2.1 Comparaison entre les deux sites	20
3.2.2.2 Analyse de la composition spécifique de Sissili	22
3.2.2.3 Analyse de la composition spécifique de Ziro	23
3.2.3. Structure verticale	25
4. DISCUSSION	27
4.1. Etat de la communauté ligneuse	27
4.1.1. Caractérisation.....	27
4.1.2. Relation avec les pressions anthropiques évaluées	27
4.2. Limites et perspectives	30
4.2.1. De l'étude	30
4.2.2. De la commande	31
5. CONCLUSION	32
6. REFERENCES.....	33
7. LISTE DES ABREVIATIONS.....	39
8. TABLE DES TABLEAUX	40
9. TABLE DES FIGURES.....	41
10. TABLE DES ANNEXES	43
Annexe 1 : Pratique de coupe à Ziro	44
Annexe 2 : État du peuplement de <i>Vitellaria paradoxa</i>	56
Annexe 3: Estimation du stock de carbone	62
Annexe 4 : Tableau des coefficients de variation (CV%) et des erreurs relatives d'échantillonnage réelles ($e \% r$)	64
Annexe 5 : Courbe d'accumulation des espèces ligneuses	65
Annexe 6 : Fréquence des feux de janvier 2001 à décembre 2017	66
Annexe 7 : Listes des espèces inventoriées	67

1. INTRODUCTION

1.1. CONTEXTE

Les zones sèches de l'Afrique de l'Ouest abritent, selon la terminologie de White (1986), une partie du Centre Régional d'Endémisme (CRE) soudanien, majoritairement composé de formations végétales de type savanicole (Swaine, 1992 ; White, 1986). Les savanes se définissent par la coexistence d'une strate ligneuse discontinue et d'une strate herbacée plus uniforme. En étroite liaison avec les hommes depuis des décennies, les facteurs anthropiques participent à la dynamique de ces écosystèmes (Parr *et al.*, 2014).

Le feu fréquent qui est une perturbation caractéristique des savanes (Bond, Woodward, et Midgley, 2004) limite l'empiètement que les strates arborée et arbustive peuvent avoir sur la strate herbacée et réduit le cortège floristique ligneux à des espèces dites pyrophytes, pyrophiles ou pyrotolérantes. Ces espèces peuvent présenter diverses adaptations dont la germination induite par le feu, le développement d'une écorce épaisse ou encore le fort investissement dans les organes souterrains (Hoffmann, Orthen, et Kielse, 2003 ; Pellegrini *et al.*, 2017). Les effets du feu sur la végétation dépendent de ses caractéristiques qui elles-mêmes dépendent du climat, de la topographie et de la nature du combustible (Govender, Trollope, et Van Wilgen, 2006).

D'autre part, les savanes sont connues comme étant un espace pastoral (Parr *et al.*, 2014). Le pâturage agit sur la végétation de manière directe par la pression de broutage et le piétinement qui provoquent l'ouverture d'espaces à coloniser. L'ingestion de graines qui peut influencer la germination de certaines espèces et le dépôt d'excréments qui peut enrichir le sol, sont des composantes des effets du pâturage sur le recrutement des plantules ligneuses (Tjelele, Ward, et Dziba, 2015). Il peut également avoir un effet indirect sur la végétation en influençant la nature du combustible qui définit le régime du feu (Davies *et al.*, 2010).

Vitellaria paradoxa Gaertn. F. est l'espèce ligneuse la plus abondante du Burkina Faso (Naughton, Lovett, et Mihelcic, 2015). De par la renommée internationale de la graisse issue de ses graines, l'exploitation du karité au Burkina est une source importante de revenu (MEF, 2010).

L'Occitane, société de production et de commercialisation de produits cosmétiques à base de karité, développe une filière de karité biologique au Burkina Faso. Bien que dans ce pays la majorité des parcelles agricoles soient en association avec le karité, elles ne permettent pas un approvisionnement en noix biologiques car il y a une forte utilisation de pesticides (Kaminski, Headey, et Bernard, 2009 ; Boffa, 2000). En appui au développement de cette filière karité biologique le projet RESIST (pour « *Resilience Ecology Stenghtning, Independance Structuration Training* ») a été créé par l'Organisation Non Gouvernementale Nitidae et des partenaires locaux fournisseurs de l'Occitane. Nitidae se donne pour mission le développement de territoires tout en assurant la préservation de l'environnement et le dynamisme des filières agricoles. Le projet RESIST a permis la mise en place de conventions entre les gestionnaires d'aires protégées ou de formations végétales sous plan d'aménagement pour la coupe de bois, nécessaire à l'exploitation du karité dans ces formations naturelles.

1.2. OBJECTIFS

Les commanditaires souhaitent mesurer l'évolution de l'état de ces formations forestières qui ont subis l'intégration de la filière karité biologique.

De par l'importance de la ressource ligneuse à l'échelle locale et nationale, l'état des formations s'est concentré sur la communauté ligneuse qui la compose. Selon les commanditaires, cet état pourrait se modifier à travers :

- Une valorisation d'un produit forestier non ligneux qui aurait pour effet une diminution du nombre de coupes,
- une augmentation de la fréquentation des collectrices en formations naturelles qui aurait pour effet une dissuasion des pratiques illégales, notamment les coupes frauduleuses,
- l'intégration des femmes dans la gestion forestière,
- la mise en place d'aménagements forestiers.

La principale commande par l'Occitane a été de fournir un état de référence en termes de biodiversité et de structure de la communauté ligneuse au moment de l'intégration de la filière karité biologique.

L'Occitane suppose que l'intégration de la filière modifiera certaines pratiques anthropiques, notamment la pratique de coupes. Nous avons ainsi fourni l'état actuel de cette pratique dans une des zones d'intervention (Annexe 1). Pour la durabilité de la filière de karité, nous avons également fourni l'état actuel du peuplement de karité (Annexe 2). Aussi, en vue de la problématique globale qu'est le changement climatique, nous avons cherché à estimer le stock de carbone de la biomasse ligneuse (Annexe 3). Enfin, pour une des zones d'intervention, certaines des difficultés de gestion sont présentées en Annexe 1.

1.3. PROBLEMATIQUE

Dans le but d'identifier les potentiels facteurs responsable de l'état actuel de la communauté ligneuse mais aussi de mettre en lumière les variables qui devront être suivis pour l'interprétation des potentiels changements qui seront perçus, nous avons cherché à identifier les facteurs anthropiques présents localement dans des formations naturelles d'intervention et leurs potentielles influences sur l'état de la communauté ligneuse. Partant de la considération que la distance au village le plus proche reflète une variation du niveau de pressions anthropiques, nous avons cherché à identifier sa potentiel influence sur l'état de la communauté ligneuse.

Cette étude vise à répondre aux questions:

- ➔ **Comment se caractérisent et se différencient les formations naturelles d'intervention en termes de pressions anthropiques présentes, de biodiversité et de structure de la communauté ligneuse?**
- ➔ **Les facteurs anthropiques présents localement influencent-ils l'état de la communauté ligneuse ?**
- ➔ **La distance au village influe-t-elle l'état de la communauté ligneuse ?**

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. SITE D'ETUDE

Les forêts au Burkina Faso sont catégorisées en domaines protégé (75%) et classé (25%). Contrairement au domaine protégé où l'agriculture et le pâturage y sont autorisés, au sein du domaine classé (comprenant les parcs nationaux, les réserves naturelles et les forêts classées) seul le droit d'usufruit des communautés locales y est reconnue (Kambire *et al.*, 2015). En parallèle, des Chantiers d'Aménagement Forestier (*CAF*) peuvent être mis en place dans ces deux domaines. Ils sont divisés en Unités d'Aménagement Forestier (*UAF*) et ont pour objectif de contribuer à l'exploitation rationnelle et durable des ressources forestières par les locaux, organisés en Groupement de Gestion Forestières (*GGF*), pour le ravitaillement en bois de chauffe des grands centres urbains (Sawadogo, 2007b).

L'appartenance à un *CAF* ou non a très certainement une influence sur les pressions anthropiques et ainsi sur la végétation. Partant de cette considération et dans le but de représenter une partie des diverses situations possibles des zones d'intervention, nous avons choisi de travailler sur deux sites : l'un sous statut de *CAF* et l'autre non.

2.1.1. LOCALISATION

Les deux sites se situent dans la région du Centre-Ouest du Burkina Faso dans la province de Sissili et de Ziro (Figure 1).

Le site de « Sissili », de 6 270 ha, se situe dans la province de Sissili dans la commune rurale de Bieha. Il comprend une partie de la forêt classée de Sissili (*FCS*) et la totalité de la Zone Villageoise d'Intérêt Cynégétique (*ZOVIC*) de Boala (une *ZOVIC* est une partie du terroir d'une communauté de base dédiée à l'exploitation des ressources cynégétiques). La commune de Bieha se situe à 34 km de Léo (chef-lieu de la province de Sissili). Sa densité de population est estimée à 17,6 habitants/km² (MATD, 2015a). Le village de Boala est le seul situé à moins de 5 km du site d'étude. A partir d'informateurs locaux, le site a été délimité selon une zone de collecte et de non collecte de karité afin de permettre une future comparaison de l'évolution de la communauté ligneuse selon l'appartenance ou non à une zone de collecte. Ces deux zones sont adjacentes et ont une surface approximativement similaire.

Le site de « Ziro », de 4 574 ha, représente l'ensemble des deux *UAFs* de la commune de Gao de la province de Ziro. La population de cette commune est estimée à 46,68 habitants/km² (MATD, 2015b). Le site est accolé à la nationale 13 reliant Léo à Koudougou, deux chefs-lieux de provinces. Le site est entouré à moins de 5 km par 8 villages ruraux.

Cette étude se focalise sur les savanes arborées, définies par une strate arborée et arbustive disséminées parmi le tapis herbacé, pour un ensemble ayant un recouvrement compris entre 20 et 50 % avec une strate arborée supérieure à 10 % (OSS, 2015).

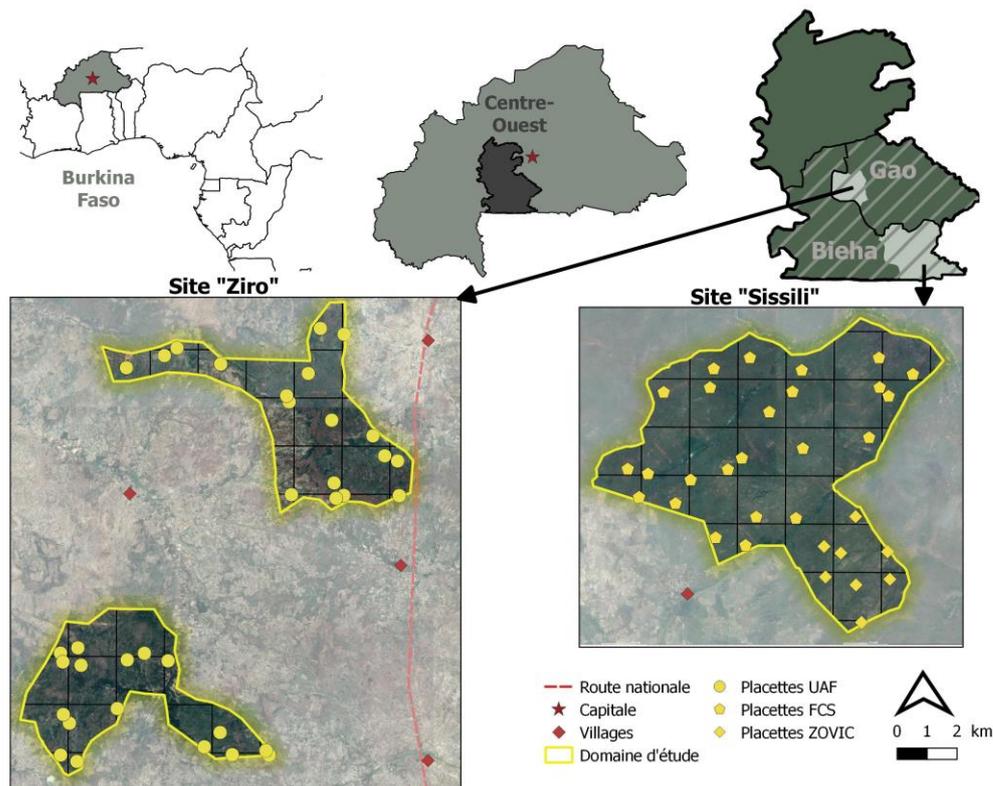


Figure 1 : Carte de la localisation des placettes inventoriées au Burkina Faso dans la région du Centre-Ouest. Fond de carte Google satellite 2018. UAF : Unité d'Aménagement Forestier, FCS : Forêt Classée de Sissili et ZOVIC : Zone Villageoise d'Interet Cynegetique.

2.1.2. CONTEXTE CLIMATIQUE ET ECOLOGIQUE

Les zones d'étude se caractérisent par un climat de type nord-soudanien (White, 1986). Ce dernier se traduit par une seule saison des pluies de 6 à 7 mois à partir de mai et par une pluviométrie annuelle comprise entre 750 et 1000 mm (MEDD, 2012). Selon les données de climatedata.org, les précipitations annuelles moyennes seraient plus élevées à Sissili qu'à Ziro (Léo : 951 mm ; Cassou : 840 mm).

On y trouve majoritairement des savanes arborées à graminées annuelles principalement *Andropogon pseudopricus* Stapf. et *Loudetia togoensis* C.E. Hubbard et à graminées pérennes principalement *Andropogon gayanus* Kunth. et *Andropogon asciodis*. Des forêts galeries et des savanes arbustives sont également présentes. De plus, des steppes, des champs de céréales et de coton sont rencontrés à Ziro ainsi que des inselbergs granitiques à Sissili.

Les espèces animales domestiques majeures sont le zébu (*Bos taurus* Linnaeus), le mouton (*Ovis aries* Linnaeus) et la chèvre (*Capra hircus* Linnaeus). Sissili est également parcouru par des grands mammifères sauvages tels que l'éléphant (*Loxodonta africana* Cuvier), et le buffle (*Alcelaphus buselaphus* Pallas).

Les sols sont de types ferrugineux tropicaux lessivés sur matériaux principalement argilo sableux pour Sissili et Ziro. Sur ce dernier sont également présents des sols évolués sur matériaux gravillonnaires. Bien que Ziro présente quelques élévations, les reliefs y sont généralement plats. L'altitude est comprise entre 280-330 m pour Sissili et 310-370 m pour Ziro.

2.1.3. HISTORIQUE ET GOUVERNANCE

La *FCS* a été créée par l'arrêté 1093/FOR le 31 décembre 1955. À la suite de la privatisation de la forêt classée en 1993, des aménagements ont été effectués pour attirer la faune sauvage afin d'y développer le tourisme et la chasse.

La *ZOVIC* de Boala a été créée en 1989 par le Ranch de Nazinga et la *FCS* pour une meilleure gestion forestière et faunique. Le pacage, la chasse, le ramassage du bois mort au sol et la récolte de produits forestiers non ligneux y sont autorisés.

Les *UAFs* de la commune de Gao ont été créées en 1993 à la suite de la mise en place du *CAF* de Cassou en 1991 (MECV, 2009). Le *CAF* est une structure administrative et technique dirigée par une direction technique.

2.2. ACQUISITION DES DONNEES

2.2.1. PLAN DE SONDAGE

2.2.1.1 Le nombre de placettes

Le nombre de placettes a été fixé à un minimum de 30 (Tableau 1). En toute rigueur, ce dernier doit être établi par les coefficients de variation des variables qu'on cherche à caractériser sous une erreur d'échantillonnage préalablement fixée (Mansur, 2015). Compte tenu du peu d'informations disponibles dans la littérature, et des contraintes logistiques de terrain, le nombre de placettes n'a pas été établi selon cette méthode. Les coefficients de variation, calculés à la fin des inventaires, ont permis d'obtenir les erreurs d'échantillonnage réelles (Annexe 4).

2.2.1.2 La taille des placettes

La taille des placettes a été fixée à l'aide de la courbe d'accroissement du nombre d'espèces en fonction de la surface (Annexe 5). Elle permet d'obtenir la surface pour laquelle on considère que le relevé est représentatif du nombre d'espèces de la communauté étudiée. Fixée à 1 256,6 m², soit une placette circulaire avec un rayon de 20 m, cette taille coïncide avec celle utilisée dans d'autres études de la région (Ouédraogo *et al.*, 2006 ; Sawadogo, 2007b ; Traoré, Ouédraogo, et Thiombiano, 2012).

2.2.1.3 La répartition des placettes

Les placettes ont été réparties de manière aléatoire et de façon à inclure la variable distance au village le plus proche. En prenant en considération le nombre minimal de 30 placettes, une grille d'une maille de 1,6 km a été mise en place et les points furent distribués aléatoirement au sein de chaque maille à l'aide du logiciel QGIS (2.18.15 ; Figure 1).

2.2.2. RECOLTE DES DONNEES

2.2.2.1 Acquisition des données pour les variables à expliquer

Au sein de chaque placette, les individus avec un diamètre à hauteur de poitrine (1,3 m ; *DBH*) supérieurs ou égaux à 1 centimètre (cm) ont été inventoriés.

Chaque individu a été déterminé au niveau de l'espèce en nom scientifique (Annexe 7). Des guides d'identification de terrain ainsi que l'étude de Kristensen et Balslev (2003) ont permis de valider les déterminations et d'obtenir les correspondances en latin lorsque seul le nom vernaculaire (Gourounsi) était connu (Arbonnier, 2009 ; Maydell, 1990).

Le diamètre à hauteur de poitrine (*DBH*) à l'aide d'un ruban de diamètre et la hauteur à l'aide d'un clinomètre (HAGLOF EC2, modèle B065) ont été mesurés pour les individus de *DBH* supérieur ou égal à 5 cm.

L'état des individus, si mort, vivant, coupé ou sec sur pied.

La cause de la mort lorsqu'elle était identifiable.

Les données ont été catégorisées en deux classes :

- le stade mature qui comprend les individus de $DBH \geq 5$ cm et
- le stade juvénile qui comprend les individus de $DBH [1-5[$ cm et les souches vivantes (ayant rejeté).

2.2.2.2 Acquisition des données pour les variables explicatives

La distance au village est la variable explicative primaire (qui a orienté le plan de sondage). Les coordonnées géographiques ont été relevées au centre de chaque placette à l'aide d'un GPS pour Global Positioning System (Garmin Map 64) et les distances au village le plus proche ont été calculées avec la fonction matrice de distance du logiciel QGIS.

Des variables dites secondaires, c'est à dire n'ayant pas influencé le plan de sondage, ont été relevés :

- La fréquence totale des feux de janvier 2001 à décembre 2017, récupérée à partir d'images satellitaires MODIS de la collection MCD64A1 (Giglio *et al.*, 2015 ; disponibles [ici](#)). Ces images ont une résolution spatiale de 500 m et utilisent les ondes courtes infrarouges pour informer de la présence d'un feu.
- L'appartenance à une zone de pâturage. Cette donnée a été établie à dire d'expert local et par l'identification de traces de pâturage (bouse, piétinement et/ou broutage).
- L'appartenance à une zone de collecte de karité définie avec des experts locaux.
- L'appartenance à une zone de collecte coupe ou non ainsi que le nombre de coupes (en y excluant les coupes récentes).
- La texture du substrat, recueilli avec des informateurs locaux. Trois modalités de type de substrat en nom vernaculaire sont présentes : «Tédo» (dominance argileuse), « Gassolo » (dominance sableuse) et « Gaffono » (dominance gravillonnaire).
- Pour Ziro uniquement (de par son statut juridique): l'appartenance à une zone de semis ou non. Une zone de semis correspond à une zone où des graines d'espèces ligneuses ont été semées il y a au maximum 8 ans par les *GGFs*.

Considérant que Sissili et Ziro sont deux entités à part entière, l'étude de l'influence des facteurs présentés ci-dessus s'est faite sur les deux sites séparément. Le tableau 1 présente le nombre de placettes par modalités des variables explicatives qualitatives. Le tableau 2 présente les variables explicatives qui ont pu être testées.

Tableau 1: Nombre de placettes par modalités des variables explicatives qualitatives pour les deux sites. Arg : argileuse ; Sab : sableuse ; Grav : gravillonnaire.

	Collecte karité		Pâturage		Coupe		Texture			Semis		Total
	Oui	Non	Oui	Non	Oui	Non	Arg.	Sab.	Grav.	Oui	Non	
Sissili	17	15	13	19	2	30	32	0	0	0	32	32
Ziro	35	0	33	2	34	1	15	10	10	19	16	35

Tableau 2: Variables explicatives testées selon le site d'étude.

	Sissili	Ziro
Distance au village	X	X
Fréquence des feux	X	X
Zone de pâturage	X	
Zone de collecte de karité	X	
Zone de semis		X
Nombre de coupes		X
Type de substrat		X

2.3. ANALYSE DES DONNEES

2.3.1. INDICATEURS

La **biodiversité** a été étudiée en termes de richesse spécifique et de diversité spécifique.

La première a été évaluée au travers de la richesse spécifique moyenne (R_S), qui correspond au nombre moyen d'espèces par placette du peuplement étudiés et au travers de la richesse spécifique totale notée le nombre total d'espèces que comporte le peuplement étudié.

La deuxième a été évaluée avec l'exponentielle de l'indice de Shannon-Wiener (H). La transformation en exponentielle permet de transformer cette mesure d'entropie en une mesure de diversité intuitive (Jost, 2007). L'indice de Shannon a été calculé avec la fonction "diversity" du package R Vegan (Oksanen *et al.*, 2018) utilisant la formule :

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \log(p_i)$$

Où p_i = l'abondance (=nombre d'arbres) de l'espèce i .

Afin de renseigner l'uniformité de la distribution du nombre d'individus entre les espèces, l'indice d'équitabilité de Pielou (P) a été calculé comme ceci :

$$P = H/\log(S)$$

Où S la richesse spécifique totale.

La structure verticale a été évaluée par la distribution du nombre de tiges selon les classes de DBH de 5 cm d'intervalle.

La composition selon la famille a été évaluée par la répartition de la richesse spécifique totale (pour les familles avec plus de 2 espèces) et de l'abondance totale (pour les familles avec plus de 70 individus/ha pour au moins un site) à partir des données des stades juvénile et mature.

La composition en espèces dominantes a été évaluée avec l'Indice de Valeur d'Importance (IVI). L' IVI a été calculé avec l'équation de Curtis et McIntosh pour les individus matures ($DBH \geq 5$ cm, Curtis et McIntosh, 1951).

$$IVI = \text{densité relative} + \text{fréquence relative} + \text{dominance relative}$$

Où

la densité relative = (abondance de l'espèce/somme des abondances spécifiques) x 100,

la fréquence relative = (fréquence de l'espèce/somme des fréquences spécifiques) x 100,

la dominance relative = (surface terrière d'une espèce/surface terrière de toutes les espèces) x 100 et

Surface terrière = $\sum_{i=1}^n (DBH_i / 2)^2 \times \pi$; avec n = nombre d'individus de l'espèce i .

Pour l'étude des espèces dominantes de la juvénile, l'indice a été modifié en y retirant la dominance relative puisque ce stade ne présente pas de mesures dendrométriques.

2.3.2. COMPARAISON ENTRE LES DEUX SITES

Le test de Student (noté ST), qui compare les moyennes de deux groupes d'échantillons, a été réalisé pour la comparaison entre les deux sites de la RS, l'abondance, l'indice de Shannon et l'indice de Pielou, ceci dans le cas du respect de la normalité, de l'indépendance et de l'homoscédasticité des données. Dans le cas contraire, le test non paramétrique de Wilcoxon a été utilisé (noté WT). Ce dernier permet de tester l'hypothèse selon laquelle la distribution des données est la même dans deux groupes.

La composition spécifique des deux sites a été comparée par interprétation graphique de la répartition de la richesse spécifique totale et de l'abondance pour les deux stades en fonction de la famille. Ces analyses ont été complétées par une Analyse en Coordonnées Principales ($ACoP$; Gower, 1966). Elle fournit une représentation visuelle de la ressemblance en composition spécifique des groupes étudiés, ceci à partir d'un indice de ressemblance/dissemblance préalablement choisi.

L'indice de Bray Curtis (D) a été utilisé car il est connu comme approprié aux études de communautés (Bray et Curtis, 1957 ; Clarke et Warwick, 2001). Il s'agit d'un indice quantitatif (qui prend en compte les données d'abondance) asymétrique (où l'absence d'une espèce dans deux objets n'est pas considérée comme un critère de ressemblance) dont la valeur varie de 0 à 1. Plus l'indice est proche de 0 et plus les deux objets étudiés se ressemblent. La matrice a été calculée à partir de la fonction « *vegdist* » du package R Vegan (Oksanen *et al.*, 2018) utilisant la formule :

$$D(x_a, x_b) = \frac{\sum_{j=1}^S |x_{aj} - x_{bj}|}{\sum_{j=1}^S x_{aj} + \sum_{j=1}^S x_{bj}}$$

Où x_{aj} l'abondance de l'espèce j dans la station a , x_{bj} l'abondance de l'espèce j dans la station b et S la richesse spécifique totale.

2.3.3. ETUDE DE L'INFLUENCE DES FACTEURS

L'influence des facteurs (Tableau 2) a été testée sur la RS , l'indice de Shannon et l'abondance des deux stades par des modèles linéaires simples avec comme variable aléatoire le numéro de la placette. La validité des modèles s'est faite selon la normalité, l'homoscédasticité et l'indépendance des résidus. Les modèles ont été calculés avec la fonction « *lm* » du package R *lme4*.

Lorsque le modèle est significatif, une analyse de variance (ANOVA) a été effectuée dans le cas du respect de la normalité, de l'indépendance et de l'homoscédasticité des résidus. Cette analyse a été suivie par le test de HSD de Tukey qui compare les groupes deux à deux et permet d'identifier les paires significativement différentes. Dans le cas de non-respect de ces conditions, un test non paramétrique de Kruskal & Wallis a été réalisé (noté KW), suivi du test de Siegel et Castellan (1988) afin d'effectuer les comparaisons multiples (noté SCT).

La comparaison visuelle de la composition spécifique par une $ACoP$, issue de la matrice de distance de Bray-Curtis, a été effectuée. Le centre de gravité, correspondant aux moyennes de l'emplacement des placettes sur l'axe multidimensionnel pour un groupe donné, a été représenté pour les variables qualitatives influençant significativement la répartition des placettes. La significativité a été identifiée par le test de Monte-Carlo de la fonction « *envfit* » du package R Vegan (Oksanen *et al.*, 2018).

La significativité des résultats aux différents tests est notée : * $p(H_0) < 0,05$; ** $p(H_0) < 0,01$ et *** $p(H_0) < 0,001$.

3. RESULTATS

3.1. PRESSIONS ANTHROPIQUES

Le nombre de feux moyens de 2001 à 2017 est plus élevée à Sissili qu'à Ziro (ST ***, Tableau 3). Aussi, avec 21,28 arbres brûlés/ha ($\pm 11,65$) à Sissili et 10,29 individus brûlés/ha ($\pm 8,81$) à Ziro, le nombre d'arbres impactés par le feu est significativement plus élevés à Sissili qu'à Ziro (Tableau 3; Figure 2 ; Annexe 6; ST ***) .

La proportion de placettes se situant en zone de collecte ou ayant une trace de pâture ou de coupe est plus élevée à Ziro qu'à Sissili (Tableau 1). Le nombre d'arbres impactés par la coupe est significativement inférieur à Sissili ($0,12 \pm 0,41$) qu'à Ziro ($27,32 \pm 21,13$; Figure 2 ; ST ***) .

Tableau 3: Fréquence des feux de 2001 à 2017 à partir d'images satellitaires MODIS (Annexe 6) et proportion de placettes (sur 32 pour Sissili et 35 pour Ziro) ayant une trace de pâture, de coupe et faisant partie d'une zone de collecte de karité.

	Sissili (n=32)	Ziro (n=35)	p-value
Moyenne de la distance au village le plus proche (km)	5,80 ($\pm 1,90$)	3,80 ($\pm 0,97$)	***
Fréquence des feux moyenne de 2001 à 2017	12,24 ($\pm 3,40$)	5,62 ($\pm 3,12$)	***
Proportion (%) de placettes ayant une trace de pâture	40,62	94,28	
Proportion (%) de placettes qui fait partie d'une zone de collecte de karité	53,12	100	
Proportion (%) de placettes ayant une trace de coupe	9,37	97,14	

La survie des individus à l'impact de la coupe ou du feu est supérieure à 70 % pour les deux sites (Figure 2B).

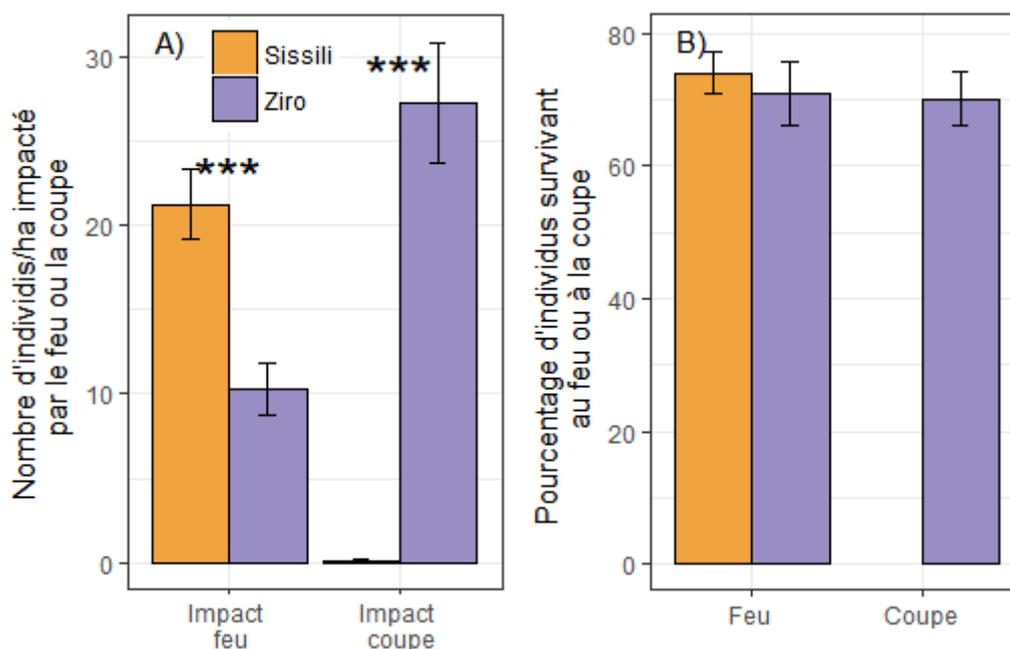


Figure 2 : A) Abondance/ha impactés par le feu et par la coupe ; et B) le pourcentage de survie des individus aux feux et à la coupe pour Sissili (n=32) et Ziro (n=35). La significativité des résultats au test de Student est notée : * $p(H_0) < 0,05$; ** $p(H_0) < 0,01$ et *** $p(H_0) < 0,001$.

3.2. CARACTERISATION DE LA COMMUNAUTE LIGNEUSE

3.2.1. BIODIVERSITE

Au total, 79 espèces ont été recensées sur les deux sites, appartenant à 25 familles et 53 genres différents (Annexe 7).

La richesse spécifique moyenne (R_S) des deux sites pour le stade mature est de 13,02 espèces.placette⁻¹ ($\pm 3,08$) et de 14,64 espèces.placette⁻¹ ($\pm 4,57$) pour le stade juvénile.

L'abondance du stade mature pour les deux sites est de 548,25 individus.ha⁻¹ ($\pm 181,50$) contre 680,09 individus.ha⁻¹ ($\pm 324,54$) pour les arbres appartenant au stade juvénile.

L'exponentielle de l'indice de Shannon moyen des deux sites est de 7,73 ($\pm 2,27$) pour le stade mature et de 8,78 ($\pm 2,94$) pour le stade juvénile.

3.2.1.1 Comparaison entre les deux sites

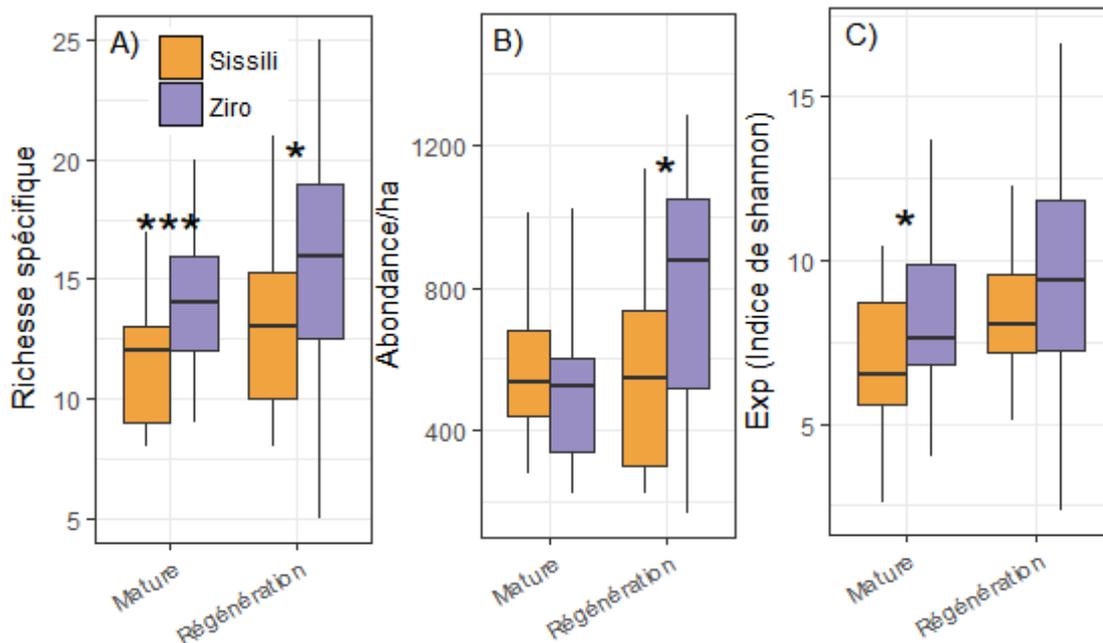


Figure 3 : A) Richesse spécifique moyenne, B) abondance/ha et C) exponentielle de l'indice de shannon en fonction du stade (mature = $DBH \geq 5$ cm; juvénile = $DBH [1 - 5 [$ cm) et du site d'étude (n Sissili = 32 et n Ziro = 35). La significativité des résultats au test de Student ou de Wilcoxon est notée : * $p(H_0) < 0,05$; ** $p(H_0) < 0,01$ et *** $p(H_0) < 0,001$.

La richesse spécifique totale est de 52 espèces à Sissili contre 65 à Ziro pour les deux stades.

Les richesses spécifique moyenne de Ziro sont supérieures à celles de Sissili (Figure 3 ; ST : stade mature ***, stade juvénile *).

L'abondance du stade juvénile est significativement supérieur à Ziro (ST *).

En stade mature, l'exponentiel de l'indice de Shannon ainsi que l'indice de Pielou, égal à $0,44 \pm 0,07$ à Sissili et à $0,50 \pm 0,06$ à Ziro, sont plus élevés à Ziro (Figure 3 ; ST **). Pour le stade juvénile, l'indice de Pielou égal à $0,49 (\pm 0,04)$ à Sissili et à $0,50 (\pm 0,11)$ à Ziro ne diffère pas selon le site (ST $> 0,05$).

3.2.1.2 Influence des facteurs

Aucun des facteurs testés n'explique les variations des variables mesurées pour le stade mature (Tableau 4). Seuls les résultats du stade juvénile sont décrits ci-dessous.

Sissili

Les modèles linéaires révèlent que la distance au village le plus proche est le facteur étudié influençant le plus significativement la variabilité de la RS et de l'abondance de Sissili (Tableau 4). En effet, 41,8 % de la variation de la RS et 33,5 % de la variation de l'abondance sont expliquées par des variations de distance au village.

De même, l'appartenance à une zone de collecte ou non explique une partie de la variation de la *RS* et de l'abondance (Tableau 4). Avec une *RS* de 15,17 ($\pm 3,10$), une abondance/ha de 733,04 ($\pm 314,34$) en zone de collecte et une *RS* de 10,93 ($\pm 2,52$) et une abondance/ha de 397,88 ($\pm 168,16$) en zone de non collecte, il y a significativement plus de *RS* et d'abondance pour ce stade en zone de collecte qu'en zone de non collecte (ST ***).

L'appartenance à une zone de pâture ou non explique également une partie de la variation de la *RS* du (21,08%). Il y a significativement plus de *RS* en zone de pâture qu'en zone de non pâture (RS pâture = 15,23 $\pm 3,37$; RS non pâture = 11,78 $\pm 2,97$; ST **)

Ziro

Il y a 27,38 % de la variation de l'abondance qui est positivement influencée par le nombre de coupes et 15,83 % influencée par l'appartenance à une zone de semis ou non (Tableau 4). Il y a significativement plus d'abondance en zone de semis qu'en zone de non semis (zone semis = 897,96 $\pm 256,00$; zone non semis = 629,65 $\pm 327,64$; ST **).

Tableau 4: P-value et coefficient de corrélation lorsque p-value < 0,05 des modèles linéaires simple de la richesse spécifique (*RS*), de l'exponentiel de l'indice de Shannon et de l'abondance (*Ab*) en fonction des facteurs étudiés (Tableau 2) pour le stade mature (*DBH* ≥ 5 cm) et juvénile (*DBH* [1-5]cm) à Sissili (A) et n Ziro (B). Dist : distance au village le plus proche ; Freq feu : fréquence des feux moyenne de janvier 2001 à décembre 2017 ; Nbr coupe : nombre de coupes hormis les coupes récentes. La significativité des résultats est notée : * p(H0) < 0,05 ; ** p(H0) < 0,01 et *** p(H0) < 0,001, suivie du coefficient de détermination R² x 100.

A) Sissili		Dist	Freq feu	Collecte	Pature
RS	Mature	0,27	0,08	0,33	0,33
	Régé	*** 41,82%	0,49	** 34,99%	** 21,08%
Shannon	Mature	0,80	0,09	0,87	0,09
	Régé	0,08	0,31	0,20	0,49
Ab	Mature	0,97	0,07	0,34	0,15
	Régé	*** 33,52%	0,27	*** 28,87%	0,09

B) Ziro		Dist	Freq feu	Nbr coupe	Semis	Substrat
RS	Mature	0,92	0,46	0,41	0,49	0,15
	Régé	0,53	0,87	0,99	0,08	0,41
Shannon	Mature	0,33	0,43	0,18	0,78	0,19
	Régé	-	-	-	-	0,42
Ab	Mature	0,16	0,54	0,94	0,14	0,61
	Régé	0,92	0,95	*** 27,38%	* 15,83%	0,10

3.2.2. COMPOSITION SPECIFIQUE

3.2.2.1 Comparaison entre les deux sites

Les deux sites abritent les 22 familles inventoriées. Sissili abrite 40 genres contre 44 à Ziro.

Comme le montrent les *ACoPs* (Figure 4), les placettes se distinguent par leur appartenance au site d'étude en termes d'indice de Bray Curtis pour les deux stades. Ces différences ne traduisent pas la présence de groupes floristiques bien distincts mais principalement des variations d'abondance spécifique (en accord avec les différences en termes d'espèces dominantes; Tableau 5).

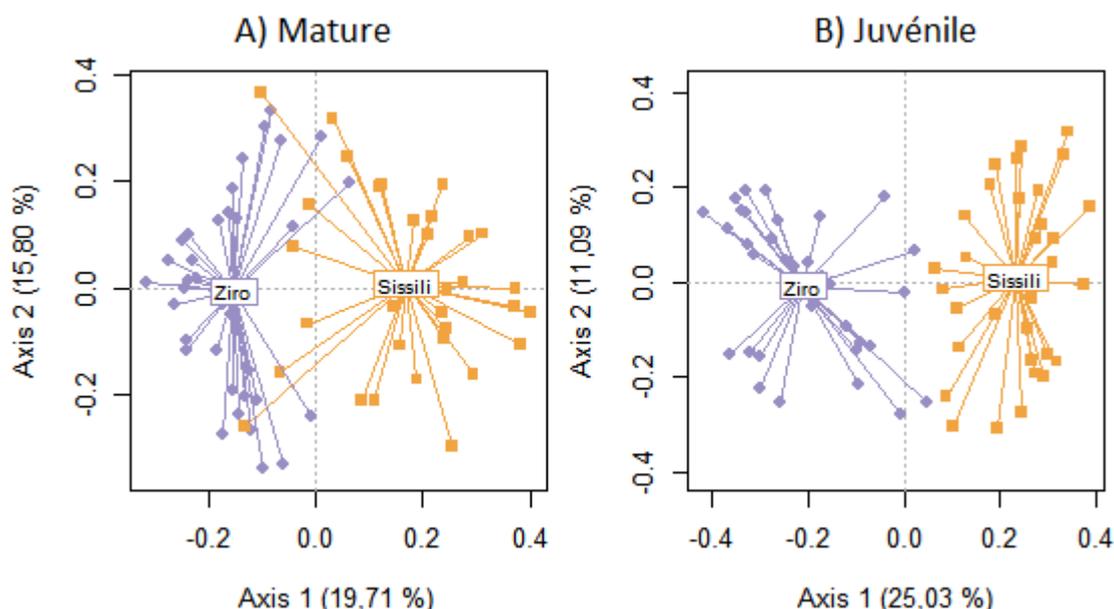


Figure 4 : Représentation graphique des 67 placettes appartenant au site de Sissili (n = 32) ou de Ziro (n = 35) sur les deux premiers axes de l'*ACoP* (issue de la matrice de distance de Bray-Curtis calculée sur les données d'abondance en espèces de chaque placette) pour le stade mature (individus de DBH \geq 5cm ; A) et le stade juvénile (individus de DBH [1-5[cm ; B) Les centres de gravité des placettes sont représentés selon leur site d'appartenance.

Les espèces dominantes

L'indice de valeur d'importance (IVI) révèle que *V. paradoxa* se retrouve parmi les deux premières espèces dominantes des deux sites (Tableau 5). De plus, qu'il s'agisse de Sissili ou de Ziro, sont retrouvées des espèces dominantes pyro-tolérantes telle que *Burkea africana* Hook., *Crossopteryx febrifuga* (Afzel. ex G.Don) Benth., *Combretum collinum* Fresen. et *Combretum fragans* F.Hoffm (Dayamba *et al.*, 2008 ; Jackson, 1974).

Alors que *Pteleopsis suberosa* Engl. Et Diels, espèce pyrophile, domine à Sissili uniquement, *Anogeissus leiocarpus* (DC.) Guill. Et Perr., espèce phyro-sensible, domine à Ziro uniquement (Dayamba *et al.*, 2008).

D'autre part, *Ptilostigma thonningii* (Schumach.) Milne-Redh, qui est une espèce dont la dispersion est influencée par le bétail (Jackson, 1974), occupe un rang de dominance plus important à Ziro qu'à Sissili (Tableau 5).

Tableau 5: Par ordre décroissant de dominance, les sept premières espèces dominantes. La dominance du stade mature ($DBH \geq 5$ cm) a été calculée à partir de l'IVI et du stade juvénile (DBH [1-5]cm à partir de l'IVI modifié.

	Sissili	Ziro
Stade mature	<i>Vitellaria paradoxa</i> <i>Burkea africana</i> <i>Detarium microcarpum</i> <i>Crossopteryx febrifuga</i> <i>Terminalia avicennioides</i> <i>Pteleopsis suberosa</i> <i>Lannea acida</i>	<i>Detarium microcarpum</i> <i>Vitellaria paradoxa</i> <i>Terminalia avicennioides</i> <i>Piliostigma thonningii</i> <i>Burkea africana</i> <i>Lannea acida</i> <i>Anogeissus leiocarpus</i>
Stade juvénile	<i>Terminalia avicennioides</i> <i>Pteleopsis suberosa</i> <i>Vitellaria paradoxa</i> <i>Gardenia erubescens</i> <i>Burkea africana</i> <i>Crossopteryx febrifuga</i> <i>Combretum collinum</i>	<i>Detarium microcarpum</i> <i>Piliostigma thonningii</i> <i>Combretum glutinosum</i> <i>Vitellaria paradoxa</i> <i>Terminalia avicennioides</i> <i>Annona senegalensis</i> <i>Crossopteryx febrifuga</i>

Selon la famille

La répartition de la richesse spécifique totale et de l'abondance selon les familles révèle des différences entre les deux sites. Alors que Sissili est principalement dominée par les Combretaceae, Ziro est majoritairement dominée par les Caesalpiniaceae en termes d'abondance (Figure 5B) et par les Mimosaceae en termes de richesse spécifique totale (Figure 5A). Cette dernière famille est majoritairement composée du genre *Acacia* en termes de nombre d'espèces.

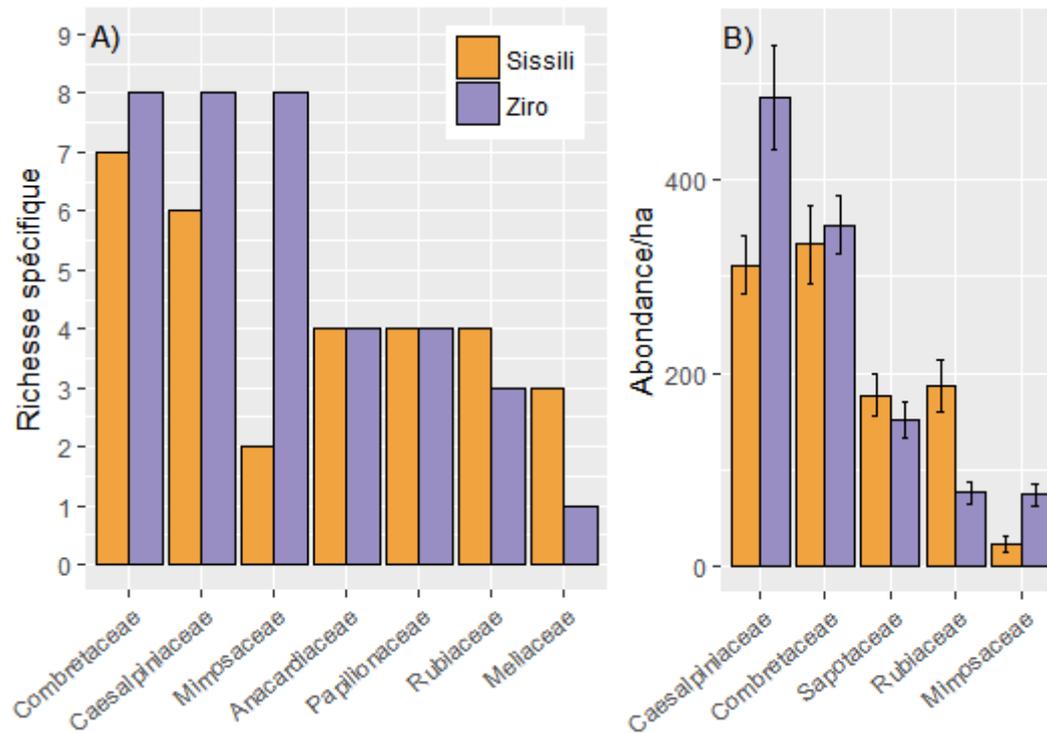


Figure 5 : Répartition de (A) la richesse spécifique totale et de (B) l'abondance (stade mature et juvénile: $DBH \geq 1$ cm) selon la famille et le site.

3.2.2.2 Analyse de la composition spécifique de Sissili

L'analyse des similarités de composition spécifique du stade mature au sein de Sissili n'a révélé aucune distinction entre les placettes appartenant à une zone de pâturage ou non et de collecte de karité ou non. De même, aucun des facteurs étudiés (Tableau 2) n'explique la composition spécifique de ce stade.

Cependant, les représentations graphiques des placettes de Sissili sur les deux premiers axes de l'*ACoP* révèlent la formation de groupe en lien avec l'appartenance à une zone de pâture ou non et à une zone de collecte ou non (Figure 6A et 6B). L'axe 1, qui explique 21,99 % des changements de distance de Bray-curtis, traduit une influence de la distance au village, la présence ou non de pâturage et de collecte de karité (Figure 6C).

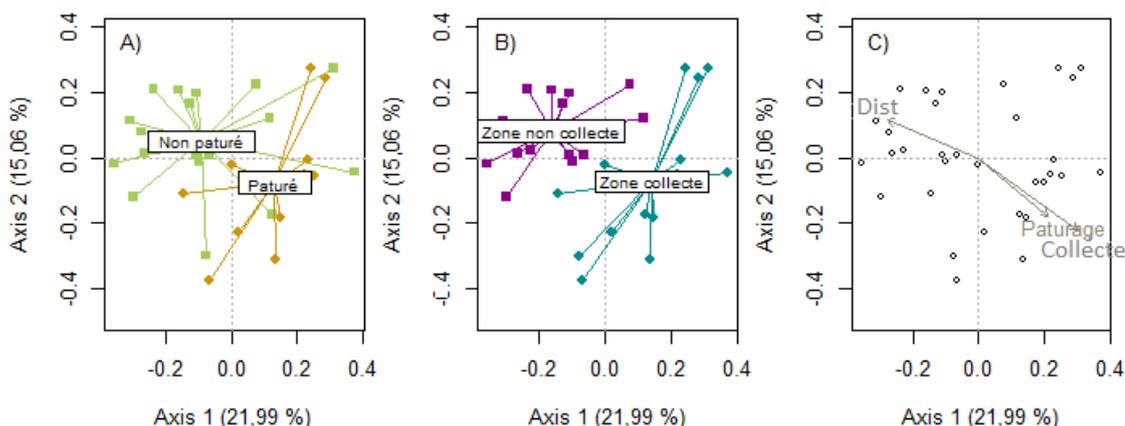


Figure 6 : Représentation graphique des 32 placettes de Sissili sur les deux premiers axes de l'ACoP (issue de la matrice de distance de Bray-Curtis calculée sur les données d'abondance en espèces de chaque placette) et des facteurs influençant significativement leur dissimilarité en composition spécifique obtenu par le test de Monto-Carlo C). Dist : distance au village le plus proche. A) placettes liées à la présence ou non de trace de pâturage B) placettes liées à l'appartenance ou non à une zone de collecte de karité. Les centres de gravité des placettes sont représentés selon leur appartenance ou non à une zone de collecte et de pâture.

Les différences observées se traduisent notamment par la présence de *Diospyros mespiliformis* Hochst. ex A.DC., *Ficus ingens* (Miq.) Miq., *Khaya senegalensis* (Desv.) A.Juss., *Ozoroa insignis* Delile. et *Prosopis africana* (Guill. Et Perr) Taub. seulement à moins de 5 km du village de Boala et par des différences d'abondance de la juvénile (Tableau 4). Par exemple, en zone de collecte, les abondances d'*Acacia dudgeoni* Holland et de *Strychnos spinosa* Lam. du stade juvénile sont supérieures en zone de collecte qu'en zone de non collecte (*A. dudgeoni* WT ** ; *S. spinosa* WT *).

3.2.2.3 Analyse de la composition spécifique de Ziro

Les représentations graphiques des placettes de Ziro sur les deux premiers axes de l'ACoP révèlent la formation de groupe en lien avec le type de substrat et la présence ou non de semis (Figure 7). Pour le type de substrat, le type Tedo (dominance argileuse) diffère peu du type Gassolo (dominance sableuse). Cependant, le type de substrat Gaffono (gravillonnaire) se distingue des deux autres (Figure 7A). Le test de Monte-Carlo a pu mettre en évidence que pour les deux stades, le facteur type de substrat et présence ou non de semis influent significativement sur la distinction des placettes en termes de distance de Bray Curtis. Aussi, le nombre de coupe a une influence sur cette distance pour le stade juvénile (Figure 7C).

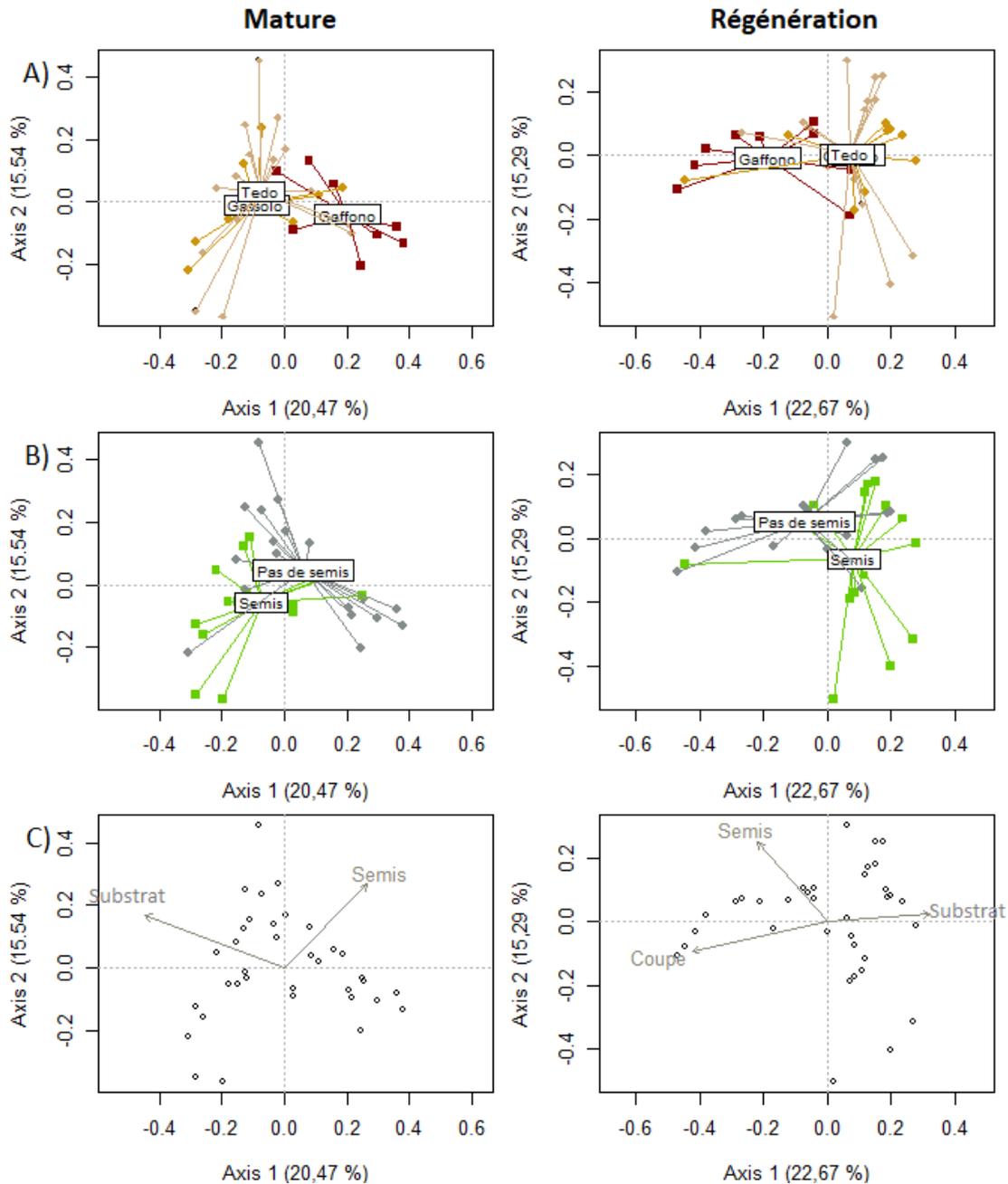


Figure 7 : Représentation graphique des 35 placettes de Ziro sur les deux premiers axes de l'ACoP (issue de la matrice de distance de Bray-Curtis) et des facteurs influençant significativement leur dissimilarité obtenue par le test de Monto-Carlo pour le stade mature (individus de DBH \geq 5 cm) et le stade juvénile (DBH [1-5 [cm). Dist : distance au village le plus proche. A) Représentation des centres de gravité des placettes selon leur type de substrat avec Tedo : dominance argileuse, Gassolo : sableuse et Gaffono : gravillonnaire. B) Représentation des centres de gravité des placettes selon leur appartenance ou non à une zone de semis.

Les différences observées entre les types de substrat sont principalement liées à des variations de l'abondance de *D. microcarpum* (KW : stade mature *, pour le stade juvénile *). Cette espèce est plus abondante sur type de substrat gravillonnais (SCT : Gaffono-Tedo *, Gaffono-Gassolo *).

Les différences entre les placettes ayant subi des semis ou non se traduisent également par des variations d'abondance avec notamment *T. avicennioides* qui a une abondance plus élevée en zone de semis (WT: stade mature *, stade juvénile *).

3.2.3. STRUCTURE VERTICALE

Le *DBH* moyen et la hauteur moyenne des tiges du stade mature à Sissili (*DBH* : $9,89 \text{ cm} \pm 5,45$ & hauteur : $3,05 \text{ m} \pm 2,11$) et à Ziro (*DBH* : $9,87 \text{ cm} \pm 6,42$ et hauteur : $2,98 \text{ m} \pm 2,45$) ne sont pas significativement différents.

Pour les deux sites, la répartition par classes de *DBH* des tiges qui présente une distribution dont l'allure s'apparente à une courbe d'allure exponentielle décroissante, traduit la prédominance des individus de petit diamètre ([1-10[cm, Figure 8). Ziro se distingue de Sissili par une pente plus accentuée sur les premières classes de diamètre pouvant traduire un taux de mortalité des tiges de diamètre de [1-15[cm plus élevée à Ziro qu'à Sissili (Rubin, Manion, et Faber-Langendoen, 2006).

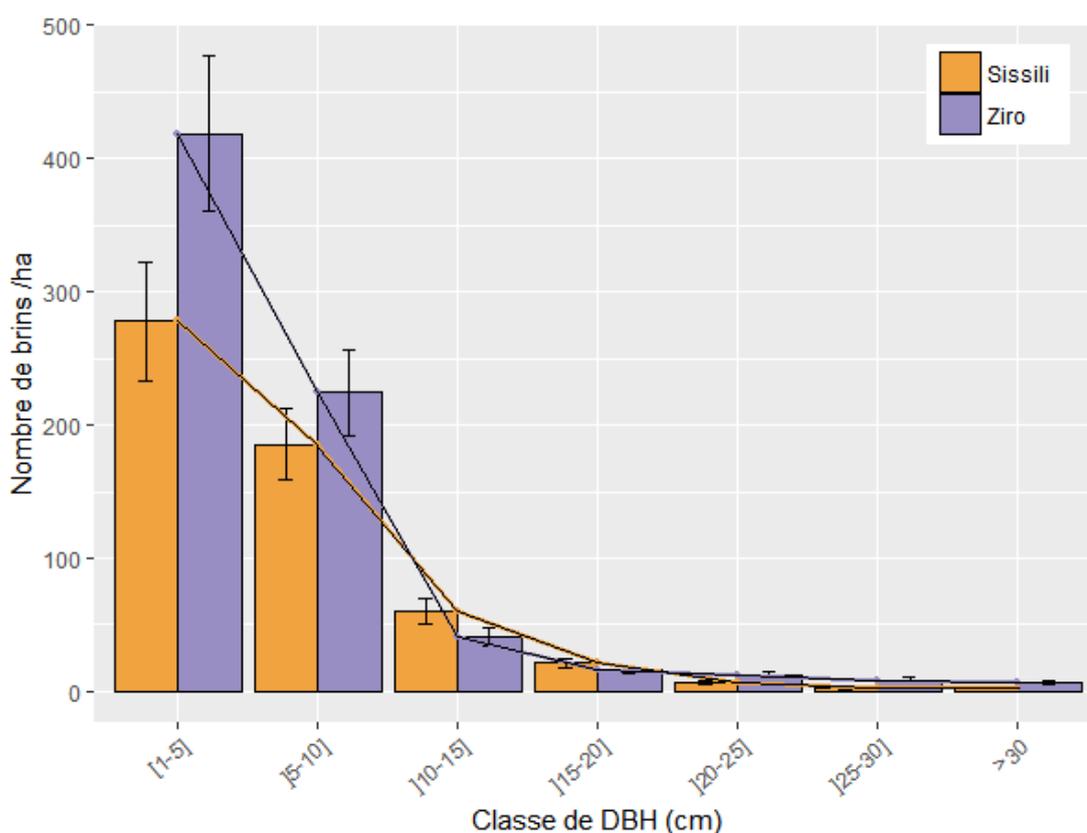


Figure 8 : Répartition du nombre de tiges /ha par classes de *DBH* pour les deux sites..

4. DISCUSSION

4.1. ETAT DE LA COMMUNAUTE LIGNEUSE

4.1.1. CARACTERISATION

En termes de richesse spécifique totale, de nombre de familles et de genres, nos résultats sont en accord avec ceux d'autres études de savanes arborées nord soudaniennes (Nacoulma *et al.*, 2011 ; Traoré *et al.*, 2012).

L'abondance du stade mature, converti en densité de tiges (653 tiges/ha à Sissili et 655 tiges/ha à Ziro), se rapproche de ceux de Traoré *et al.*, (2012) et diffère de ceux de l'étude de Savadogo *et al.*, (2007). Cette dernière, effectuée dans la forêt classée de Tiogo au Burkina Faso, estime un nombre moyen de 307 tiges/ha. Cette différence pourrait s'expliquer par des conditions climatiques et anthropiques différentes de par le positionnement plus proche à la zone sahélienne et la distance plus faible à la capitale de la forêt de Tiogo.

La prédominance des Combretaceae, caractéristique des savanes de la zone nord-soudanienne (Qasim *et al.*, 2016 ; Savadogo, Tigabu, *et al.*, 2007 ; Traoré, Ouédraogo, et Thiombiano, 2012 ; Zida *et al.*, 2007), a été mise en évidence pour les deux sites (Figure 5). *V. paradoxa* (Sapotaceae) et *D. microcarpum* (Caesalpiniaceae), deux espèces fruitières populaires, sont les plus dominantes des sites d'étude. Ceci coïncide avec les résultats nationaux (Fischer *et al.*, 2011).

La répartition du nombre de tiges par classes de DBH des deux sites d'étude présente une distribution dont l'allure s'apparente à une courbe exponentielle décroissante (Figure 8). Cette distribution, qui s'avoisine à celle d'autres études de formation forestière de type savane arborée de la sous-région, pourrait refléter une bonne capacité de régénération (Qasim *et al.*, 2016 ; Savadogo *et al.*, 2007 ; Traoré *et al.*, 2012).

4.1.2. RELATION AVEC LES PRESSIONS ANTHROPIQUES EVALUEES

De par son statut d'UAF, Ziro est davantage soumis aux pressions de pâturage et de coupe que Sissili (Figure 3). D'autre part, la pratique de chasse largement présente à Sissili pourrait en partie expliquer sa fréquence de feux plus élevée qu'à Ziro. Aussi, le niveau de précipitation plus élevé à Sissili qu'à Ziro pourrait s'accompagner d'une accumulation de biomasse plus importante. Ceci expliquerait la fréquence de feu plus élevé à Sissili. Cette hypothèse est en accord avec Musyimi *et al.*, (2017) qui rapportent une surface brûlée et une sévérité des feux plus élevées en zone sud-soudanienne qu'en zone nord-soudanienne au Burkina Faso.

Nos résultats révèlent une richesse spécifique, un indice de Shannon et de Piélu plus faibles à Sissili, site qui contient une partie de la FCS. Ceci coïncide avec Nacoulma (2011) au Burkina Faso qui révèle une richesse spécifique ligneuse des savanes arborées plus élevée sur une zone non protégée, dite « communale », que sur une zone protégée, correspondant à une partie du Parc National de W.

Effet feu

Cette étude de Nacoulma (2011) suggère que cette différence est liée à une fréquence des feux plus élevée en zone protégée. Zida (2007), dans une savane du Burkina Faso, révèle une influence négative des feux sur la richesse spécifique et l'abondance des ligneux. La plus faible diversité et la plus faible abondance à Sissili pourraient en partie s'expliquer par sa fréquence de feux plus élevée qu'à Ziro (Tableau 3).

La dominance des Combretaceae, connues comme pyrophytes voir pyrophiles (Dayamba *et al.*, 2008 ; Jackson, 1974), est plus importante à Sissili qu'à Ziro (Figure 5). La dominance de *P. suberosa*, espèce pyrophile, a été retrouvée à Sissili uniquement et celle d' *A. leiocarpus*, espèce pyro-sensible, à Ziro uniquement (Dayamba *et al.*, 2008). De plus, *C. febrifuga*, connue comme étant particulièrement résistante au feu (Gignoux, Clobert, et Menaut, 1997), est une espèce largement dominante à Sissili (Figure 4). En lien avec l'adaptation de la communauté ligneuse à son écosystème, ces différences de dominance reflètent des différences de pressions liées au feu (Figure 2B ; Tableau 3).

Effet coupe

La pratique de coupe peut favoriser la régénération par l'ouverture de la canopée et par son association à des aménagements de type semis (Tableau 4). Aussi, les nombreuses pistes présentes à Ziro pour l'exportation du bois pourraient limiter la propagation du feu et ainsi favoriser la régénération.

La coupe à Ziro se fait sur peu d'espèces et principalement sur les dominantes (Annexe 1, Tableau 5). Ceci pourrait expliquer l'équitabilité plus élevée des individus de $DBH \geq 5$ cm à Ziro qu'à Sissili. Probablement en lien avec sa forte capacité à régénérer après une perturbation, *D. microcarpum* est à la fois l'espèce la plus coupée et la plus dominante (Bationo, Ouedraogo, et Guinko, 2001 ; Bastide et Ouedraogo, 2008).

La coupe s'exerce principalement sur les tiges de $DBH < 15$ cm (Annexe 1) et pourrait ainsi expliquer la potentielle mortalité de ces tiges plus élevée à Ziro qu'à Sissili (Figure 8 ; Rubin, Manion, et Faber-Langendoen, 2006).

Effet collecte

Bien qu'aucune influence n'ait été mise en évidence (Annexe 2), la collecte peut avoir un effet sur l'abondance de l'espèce collectée uniquement, via le prélèvement de graines qui influence sa régénération (Varghese *et al.*, 2015). A Sissili, les variations de la richesse spécifique et de l'abondance du stade juvénile s'expliquent en partie par l'appartenance ou non à une zone de collecte de karité (Tableau 4A). Cependant ces résultats refléteraient en réalité l'effet de la distance au village et ainsi d'autres activités ayant des effets plus forts que la collecte telles que la coupe et le pâturage.

Effet pâturage

Selon son niveau, le pâturage peut favoriser la présence d'espèces tolérantes à celui-ci tout en laissant persister les espèces qui y sont sensibles (Rutherford, Powrie, et Husted, 2012). En outre, la diversité peut être augmentée à travers la distribution hétérogène des nutriments dans le sol, provoquant une mosaïque de paysages (Allington et Valone, 2014). Le pâturage peut aussi favoriser l'installation des ligneux en réduisant la biomasse graminéenne, et ainsi leur dominance sur les espèces ligneuses (Goheen *et al.*, 2010 ; Kulmatiski *et al.*, 2010 ; Sawadogo, Tiveau, et Nygård, 2005), en diminuant l'abondance de prédateurs de graines d'espèces ligneuses (Goheen *et al.*, 2010) et en enrichissant le sol par le dépôt d'excréments (Allington et Valone, 2014 ; Grellier *et al.*, 2012 ; Tjelele, Ward, et Dziba, 2).

L'endozoochorie par le bétail peut favoriser la germination et la dispersion de certaines espèces. *Dichrostachis cinerea* (L.) Wight, rencontrée uniquement à Ziro et des espèces du genre *Acacia*, largement majoritaire sur ce même site, sont des espèces dont le passage dans le transit des zébus peut être favorable à leur germination (Grellier *et al.*, 2012 ; Tjelele, Ward, et Dziba, 2015). *K. senegalensis* et *D. mespiliformis* ont majoritairement été rencontrées dans les écosystèmes ruraux, leur présence uniquement en zone de pâture à Sissili pourrait s'expliquer par leur dispersion par le bétail depuis les villages. De même, la diminution de l'abondance de *G. erubescens* en s'éloignant du village à Sissili est très certainement liée à sa dispersion favorisée par la présence de pâturage (Devineau, 1999 ; Jackson, 1974).

Par la consommation de la biomasse herbacée et le piétinement, le pâturage peut réduire la quantité de combustible (Sawadogo, Tiveau, et Nygård, 2005). Par cette réduction, notamment de biomasse graminéenne de type C4, facteur responsable de la haute inflammabilité des savanes (Hoffmann *et al.*, 2012), la présence de pâturage pourrait participer à la réduction de l'intensité et de la fréquence des feux (Sawadogo, Zida, *et al.*, 2007).

Effet distance au village

Les nombreux sentiers et pistes présents en Ziro rendent ce domaine plus accessible que Sissili. Ceci traduirait le fait que la distance au village n'explique aucune des variations de mesures de biodiversité à Ziro (Tableau 4).

A Sissili, la richesse spécifique et l'abondance du stade juvénile diminuent en s'éloignant du village. Si le facteur distance au village explique plus de variation de richesse spécifique et abondance du stade juvénile que le facteur pâturage c'est qu'il reflète un niveau de pression. De plus le facteur pâturage a été établi à partir d'observations de traces récentes, or son historique peut influencer sur l'état de la communauté ligneuse (Muchiru, Western, et Reid, 2009). La distance au village pourrait également refléter un niveau de pression de coupe dont nous avons pu sous-estimer la présence à cause des feux fréquents qui auraient brûlé les anciennes souches (Tableau 3 ; Figure 2).

Le fait que cette influence ait été mise en évidence uniquement pour le stade juvénile, pourrait être dû aux feux fréquents. En effet, sans variation significative de la fréquence des feux en s'éloignant du village à Sissili (p -value < 0,05), ce dernier pourrait empêcher le passage de certaines espèces et individus ligneux du stade juvénile à mature. Ce pourrait être le cas pour *K. senegalensis*, espèce appréciant l'humidité (Arbonnier, 2009).

4.2. LIMITES ET PERSPECTIVES

4.2.1. DE L'ETUDE

Le fait que les facteurs étudiés ne soient pas indépendants ne nous permet pas d'étudier chacun d'entre eux de manière isolée. Ceci est à prendre en considération dans nos résultats de l'effet de l'appartenance à une zone de collecte ou de pâture. En plus de la corrélation de ces facteurs, il est difficile d'acquérir des informations quant au niveau de leurs pressions, d'où l'utilisation de la distance au village. Cependant à une échelle spatiale restreinte l'utilisation de ce facteur ne semble pas adaptée, comme c'est le cas à Ziro.

Si aucune influence des facteurs anthropiques sur le stade mature n'a été mise en évidence c'est que les variables mesurées pour ce stade présentent peu de variabilité et/ou qu'elles s'expliquent par d'autres facteurs.

La valeur de la capacité d'échange cationique du sol et de rétention d'eau est un facteur crucial dans le développement des ligneux et la dynamique de la végétation (Kulmatiski *et al.*, 2010). Une étude plus approfondie sur la nature du sol aurait pu permettre d'expliquer certains de nos résultats. A Ziro, nous avons pu révéler que l'abondance spécifique peut varier en fonction du type de substrat (Figure 7). Ce résultat pourrait traduire une variation du nombre de drageons. En effet, le système racinaire latérale de cette espèce a une forte capacité de drageonnement sur des sols peu profonds, comme les sols gravillonnaire (Bationo, Ouedraogo, et Guinko, 2001).

A Sissili, les effets de la distance au village pourraient s'expliquer par des différences d'abondance en éléphants (supposée plus forte en s'éloignant du village ; Figure 3A). En effet, comme l'ont mis en évidence Jachmann et Croes (1991) sur une zone accolée à la FCS, les espèces appréciés par les éléphants, tels que *A. dudgeoni* et *S. spinosa* sont moins abondantes en présence de ces derniers. Leur abondance plus faible en zone de non collecte qu'en zone de collecte pourrait ainsi s'expliquer par la présence des éléphants. Ces mêmes auteurs ont également mis en évidence que la présence des éléphants a provoqué la disparition d'*A. senegalensis*, ici rencontrée majoritairement proche du village.

En parallèle, les termites du genre *Macrotermes*, rencontrés uniquement à Ziro, peuvent avoir une influence sur la communauté ligneuse. En effet, par la réduction du couvert herbacée, les *Macrotermes* pourraient réduire les effets du feu, l'attractivité de la zone pour le pâturage et ainsi servir de refuge pour les espèces ligneuses sensibles à ces deux perturbations (Traoré *et al.*, 2008). Ils peuvent également favoriser le développement des ligneux en augmentant l'infiltration de l'eau dans le sol (Ouedraogo et Lepage, 1997).

Pour approfondir cette étude il aurait été intéressant de ne pas se restreindre à la diversité spécifique mais de se référer également à la diversité fonctionnelle, notamment à travers des traits fonctionnels, qui peut être plus sensible aux variations anthropiques présentes dans l'écosystème (Hanke *et al.*, 2014). Devineau (2010) au Burkina Faso dans la région ouest révèle que sous pression de feux fréquents la communauté ligneuse se caractérise par une dominance des espèces arborées alors que sans cette pression elle présente une dominance d'espèces arbustives.

Aussi, bien que cet outil ne soit pas développé en Afrique de l'Ouest et particulièrement pour les formations soudaniennes, il aurait été intéressant d'utiliser des espèces bio-indicatrices pour informer du niveau de pressions anthropiques. Bouyer (2007) a montré dans le Parc transfrontalier de W (Burkina Faso, Niger et Benin) que l'abondance en espèces de papillons de la famille de Nymphalidae est négativement corrélée aux pressions anthropiques.

4.2.2. DE LA COMMANDE

Les commanditaires souhaitent mesurer l'évolution de l'état de la communauté ligneuse en formations naturelles suite à l'intégration de la filière karité.

Pour comparer l'état de la communauté ligneuse au début de l'intégration de la filière karité et 3 ans après (de par la logique projet) de nouveaux inventaires devront être effectués à cette date. Les inventaires devront s'effectuer avec la même taille de placettes et les mêmes variables récoltées (voir 2.2.2). Le nombre de placettes pourra prendre en considération les coefficients de variation (Annexe 4). Des tests de comparaison des moyennes des données actuelles (2018) avec celles des futures données pourront être effectués.

Dans une démarche de compréhension des potentiels changements de l'état de la communauté ligneuse qui seront mis en évidence, il sera nécessaire d'acquérir un maximum d'informations quant aux facteurs pouvant en être responsables. De par nos résultats nous recommandons de récolter aujourd'hui et lors des prochains inventaires, des données quant à la pratique de pâture (nombre de troupeaux, taille des cheptels, fréquence de passage, etc...) qui semble avoir une influence non négligeable sur l'état de la communauté ligneuse des formations ici étudiées, des données quant à la pratique de collecte de karité (lieu de collecte, nombre de collectrices se rendant dans les formations étudiées, etc...). Considérant que la communauté ligneuse réagit fortement aux variations de pluviométrie (Yu et D'Odorico, 2015) ces données devront être récoltées depuis l'année 2018 jusqu'à l'année des prochains inventaires.

Un des changements supposé par les commanditaires est que la valorisation d'un produit forestier non ligneux puisse diminuer le nombre de coupes et ainsi agir sur l'état de la communauté ligneuse. Cependant, nos résultats révèlent que le nombre de coupes à Ziro n'influence pas les indices de biodiversité et l'abondance du stade mature (Figure 3). De plus, le premier postulat que la valorisation d'un produit forestier non ligneux puisse diminuer le nombre de coupes semble peu réaliste puisque le bois est la première source de combustible au Burkina Faso (OSS, 2015 ; Ouedraogo, 2006 ; Traore *et al.*, 2011) et que la coupe de bois est une source importante de revenu pour les exploitants en UAFs (retour des entretiens, voir Annexe 1).

Aussi, par la constitution de chartes inhérentes à l'intégration de la filière karité biologique, des aménagements seront possibles. D'après nos résultats à Ziro, les semis (de maximum 8 ans) ne semblent pas influencer les indices de biodiversité (Figure 3B). Cependant, le feu est une perturbation caractéristique des savanes (Bond, Woodward, et Midgley, 2004) dont la variation de son régime agit sur le dynamisme de cet écosystème. A Sissili, nous supposons que les feux fréquents empêchent le passage de certains individus et espèces ligneuse du stade juvénile à mature. Pour vérifier cette hypothèse, il sera nécessaire :

- D'utiliser les données actuelles des placettes de Sissili proche du village (à moins de 5 km),
- de diviser ce domaine d'étude en deux et d'installer et de maintenir un pare-feu dès cette année sur une des deux parties,
- dans minimum 5 ans, de répartir un même nombre de placettes que l'actuel situé à moins de 5 km du village de façon équitable entre la zone d'exclusion de feu et de non exclusion,
- de récolter au sein de chaque placette, les mêmes données des individus de $DBH \geq 1$ cm (voir 2.2.2) et
- de calculer puis comparer les moyennes des variables de biodiversité et d'abondance des prochaines données des placettes situées dans la zone protégée du feu et dans la zone non protégée du feu.

On pourrait s'attendre à une augmentation de l'abondance et de la richesse spécifique du stade mature là où le feu serait exclu. Cette potentielle augmentation du couvert forestier ne serait cependant certainement pas en accord avec la pratique de chasse présente à Sissili qui a besoin d'un espace suffisamment ouvert.

5. CONCLUSION

Situé dans une commune plus densément peuplée, ayant un statut juridique autorisant l'exploitation du bois et le pâturage, Ziro est soumis à davantage de pressions anthropiques que Sissili. Malgré ce fait, Ziro abrite une richesse spécifique du stade mature et juvénile, une diversité et une équitabilité du stade mature et une abondance du stade juvénile plus élevée que Sissili. Bien que l'historique de ces deux sites ne soit pas connue, ces résultats peuvent entre autres être reliés aux différences de pressions anthropiques évaluées et pourraient ainsi être en accord avec la théorie de la perturbation intermédiaire (Connell, 1978). En effet, le pâturage peut réduire la capacité des graminées à dominer sur les ligneux, favoriser la germination des graines de certaines espèces ligneuses et l'installation des plantules ligneuses à travers l'enrichissement du sol. Aussi, Cette hypothèse est appuyée par le fait qu'à Sissili l'augmentation de l'abondance et de la richesse spécifique ligneuse en s'éloignant du village ne s'observe que pour le stade juvénile. En effet, ce résultat pourrait s'expliquer par le fait que sans variation significative de la fréquence des feux en s'éloignant du village, ce dernier empêche le passage du stade juvénile à mature. Nos résultats suggèrent que l'intégration du pâturage en savane pourrait avoir, à un certain niveau, un effet positif sur la communauté ligneux (en termes de diversité et d'abondance) et comme le suggère Sawadogo *et al.*, (2005) être un bon outil de gestion lorsqu'il est associé à la coupe de bois.

Cependant, bien que Ziro puisse présenter une biodiversité plus élevée, il faut se questionner sur la durabilité de cette dernière. Les menaces locales actuelles sont entre autre l'expansion agricole, la baisse de la ressource en bois et le manque de motivation de la part des GGFs à participer aux aménagements pour la durabilité de la forêt. Dans la dynamique de l'intégration des collectrices dans la gestion forestière, il semble pertinent de trouver des leviers pour mobiliser les GGFs et ainsi faire ressurgir de la communication entre acteurs qui est un point crucial pour la gestion durable d'un territoire.

6. REFERENCES

- Aleza K., Wala K., Bayala J., Villamor G.B., Dourma M., Atakpama W., et Akpagana K. 2015. Population structure and regeneration status of *Vitellaria Paradoxa* (C. F. Gaertner) under different land management regimes in Atacora department, Benin. *Agroforestry Systems*. 89(3), p. 511-523.
- Allington G.R.H. et Valone T.J. 2014. Islands of Fertility: A Byproduct of Grazing? *Ecosystems*. 17(1), p. 127-141.
- Arbonnier M. 2009. *Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest*. Editions Quae.
- Bastide B. et Ouedraogo S.J. 2008. Rejets de *Detarium microcarpum* et feux précoces. *Bois et Forêts des Tropiques*. 296(296), p. 27-38.
- Bationo B.A., Ouedraogo S.J., et Guinko S. 2001. Stratégies de régénération naturelle de *Detarium microcarpum* Guill. et Perr. dans la forêt classée de Nazinon (Burkina Faso). *Fruits*. 56(4), p. 271-285.
- Belem B., Nacoulma B.M.I., Gbangou R., Kambou S., Hansen H.H., Gausset Q., Lund S., Raebild A., Lompo D., et Ouedraogo M. 2007. Use of non wood forest products by local people bordering the « Parc National Kaboré Tambi », Burkina Faso. *The Journal of Transdisciplinary Environmental Studies*. 6(1), p. 1-21.
- Boffa J.M. 2000. Les parcs agroforestiers en Afrique de l'Ouest: clés de la conservation et d'une gestion durable. *Unasylva*. 51(200), p. 11-17.
- Bond W.J., Woodward F.I., et Midgley G.F. 2004. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist*. 165(2), p. 525-538.
- Bouyer J., Sana Y., Samandougou Y., Cesar J., Guerrini L., Kabore-Zoungrana C., et Dulieu D. 2007. Identification of ecological indicators for monitoring ecosystem health in the trans-boundary W Regional park: A pilot study. *Biological Conservation*. 138(1-2), p. 73-88.
- Bray J.R. et Curtis J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs*. 27(4), p. 325-349.
- Chave J., Andalo C., Brown S., Cairns M.A., Chambers J.Q., Eamus D., Fölster H., Fromard F., Higuchi N., Kira T., Lescure J.-P., Nelson B.W., Ogawa H., Puig H., Riéra B., et Yamakura T. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 145(1), p. 87-99.
- Chave J., Coomes D., Jansen S., Lewis S.L., Swenson N.G., et Zanne A.E. 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology letters*. 12(4), p. 351-366.
- Chave J., Réjou-Méchain M., Búrquez A., Chidumayo E., Colgan M.S., Delitti W.B., Duque A., Eid T., Fearnside P.M., et Goodman R.C. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global change biology*. 20(10), p. 3177-3190.
- Cienciala E., Centeio A., Blazek P., Cruz Gomes Soares M. da, et Russ R. 2013. Estimation of stem and tree level biomass models for *Prosopis juliflora/pallida* applicable to multi-stemmed tree species. *Trees*. 27(4), p. 1061-1070.
- Clarke K.R. et Warwick R.M. 2001. A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine ecology Progress series*. 216, p. 265-278.
- Connell J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*. 199(4335), p. 1302-1310.

- Coulibaly-Lingani P., Savadogo P., Tigabu M., et Oden P.-C. 2011. Factors influencing people's participation in the forest management program in Burkina Faso, West Africa. *Forest Policy and Economics*. 13(4), p. 292-302.
- Curtis J.T. et McIntosh R.P. 1951. An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology*. 32(3), p. 476-496.
- Davies K.W., Bates J.D., Svejcar T.J., et Boyd C.S. 2010. Effects of Long-Term Livestock Grazing on Fuel Characteristics in Rangelands: An Example From the Sagebrush Steppe. *Rangeland Ecology and Management*. 63(6), p. 662-669.
- 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(3), p. 462-470.
- Devineau J.-L. 1999. Rôle du bétail dans le cycle culture-jachère en région soudanienne: la dissémination d'espèces végétales colonisatrices d'espaces ouverts (Bondoukuy, sud-ouest du Burkina Faso). *Revue d'Ecologie, Terre et Vie*. 54, p. 97-121.
- Devineau J.-L., Fournier A., et Nignan S. 2010. Savanna fire regimes assessment with MODIS fire data: Their relationship to land cover and plant species distribution in western Burkina Faso (West Africa). *Journal of Arid Environments*. 74(9), p. 1092-1101.
- Djossa B.A., Fahr J., Wiegand T., Ayihouénou B.E., Kalko E.K., et Sinsin B.A. 2008. Land use impact on *Vitellaria paradoxa* C.F. Gaerten. stand structure and distribution patterns: a comparison of Biosphere Reserve of Pendjari in Atacora district in Benin. *Agroforestry Systems*. 72(3), p. 205-220.
- Elias M. 2015. Gender, knowledge-sharing and management of shea (*Vitellaria paradoxa*) parklands in central-west Burkina Faso. *Journal of Rural Studies*. 38, p. 27-38.
- Fischer C., Kleinn C., Fehrmann L., Fuchs H., et Panferov O. 2011. A national level forest resource assessment for Burkina Faso – A field based forest inventory in a semiarid environment combining small sample size with large observation plots. *Forest Ecology and Management*. 262(8), p. 1532-1540.
- Gautier D. et Compaoré A. 2006. Les populations locales face aux normes d'aménagement forestier en Afrique de l'Ouest. Mise en débat à partir du cas du Burkina Faso et du Mali.
- Giglio L., Justice C., Boschetti L., et Roy D. 2015. MCD64A1 MODIS/Terra+Aqua Burned Area Monthly L3 Global 500m SIN Grid V006. *NASA EOSDIS Land Processes DAAC*.
- Gignoux J., Clobert J., et Menaut J.-C. 1997. Alternative fire resistance strategies in savanna trees. *Oecologia*. 110(4), p. 576-583.
- Goheen J.R., Palmer T.M., Keesing F., Riginos C., et Young T.P. 2010. Large herbivores facilitate savanna tree establishment via diverse and indirect pathways. *Journal of Animal Ecology*. 79(2), p. 372-382.
- Govender N., Trollope W.S.W., et Van Wilgen B.W. 2006. The effect of fire season, fire frequency, rainfall and management on fire intensity in savanna vegetation in South Africa: Fire intensity in savanna. *Journal of Applied Ecology*. 43(4), p. 748-758.
- Gower J.C. 1966. Some distance properties of latent root and vector methods used in multivariate analysis. *Biometrika*. 53(3-4), p. 325-338.

- Grellier S., Barot S., Janeau J.-L., et Ward D. 2012. Grass competition is more important than seed ingestion by livestock for Acacia recruitment in South Africa. *Plant Ecology*. 213(6), p. 899-908.
- Hanke W., Böhner J., Dreber N., Jürgens N., Schmiedel U., Wesuls D., et Dengler J. 2014. The impact of livestock grazing on plant diversity: an analysis across dryland ecosystems and scales in southern Africa. *Ecological Applications*. 24(5), p. 1188-1203.
- Hoffmann W.A., Jaconis S.Y., Mckinley K.L., Geiger E.L., Gotsch S.G., et Franco A.C. 2012. Fuels or microclimate? Understanding the drivers of fire feedbacks at savanna-forest boundaries: flammability of savanna-forest boundary. *Austral Ecology*. 37(6), p. 634-643.
- Hoffmann W.A., Orthen B., et Kielse P. 2003. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest. *Ecology*. 17, p. 720-726.
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.
- Jachmann H. et Croes T. 1991. Effects of browsing by elephants on the Combretum/Terminalia woodland at the Nazinga game ranch, Burkina Faso, West Africa. *Biological Conservation*. 57(1), p. 13-24.
- Jackson G. 1974. Cryptogeal germination and other seedling adaptations to the burning of vegetation in savanna regions: the origin of the pyrophytic habit. *New Phytologist*. 73(4), p. 771-780.
- Jost L. 2007. Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*. 88(10), p. 2427-2439.
- Kaboré S.A., Bastide B., Traoré S., et Boussim J.I. 2012. Dynamique du karité, *Vitellaria paradoxa*, dans les systèmes agraires du Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques*. (313), p. 3.
- Kambire H.W., Djenontin I.N.S., Kabore A., Djoudi H., Balinga M.P., Zida M., et Assembe-Mvondo S. 2015. *La REDD+ et l'Adaptation aux Changements Climatiques au Burkina Faso*. Bogor, Indonesia: CIFOR
- Kaminski J., Headey D., et Bernard T. 2009. *Institutional reform in the Burkinabè cotton sector and its impacts on incomes and food security: 1996-2006*. Intl Food Policy Res Inst
- Kelly B.A., Bouvet J.-M., et Picard N. 2004. Size class distribution and spatial pattern of *Vitellaria paradoxa* in relation to farmers' practices in Mali. *Agroforestry systems*. 60(1), p. 3-11.
- Kessler J. 1992. The Influence of Karite (*Vitellaria-Paradoxa*) and Nere (*Parkia-Biglobosa*) Trees on Sorghum Production in Burkina-Faso. *Agroforestry Systems*. 17(2), p. 97-118.
- Kristensen M. et Balslev H. 2003. Perceptions, use and availability of woody plants among the Gourounsi in Burkina Faso. *Biodiversity and Conservation*. 12(8), p. 1715-1739.
- Kulmatiski A., Beard K.H., Verweij R.J.T., et February E.C. 2010. A depth-controlled tracer technique measures vertical, horizontal and temporal patterns of water use by trees and grasses in a subtropical savanna. *New Phytologist*. 188(1), p. 199-209.
- Lamien N., Ouédraogo S.J., Diallo O.B., et Guinko S. 2004. Productivité fruitière du karité (*Vitellaria paradoxa* Gaertn. C. F., Sapotaceae) dans les parcs agroforestiers traditionnels au Burkina Faso. *Fruits*. 59(6), p. 423-429.
- Mansur E. 2015. *Mémento du forestier tropical*. Editions Quae
- MATD. 2015a. Plan communal de développement 2015-2019 de la commune de Bieha. *Ministère de l'Administration Territoriale, de la Décentralisation et de la sécurité (MATD), Burkina Faso*.

- MATD. 2015b. Plan communal de développement 2015-2019 de la commune de Gao. *Ministère de l'Administration Territoriale, de la Décentralisation et de la sécurité (MATD), Burkina Faso.*
- Maydell H.-J. von. 1990. *Arbres et arbustes du Sahel: leurs caractéristiques et leurs utilisations.* Verlag Josef Margraf, 548 p.
- MECV. 2009. Cartographie des limites des Unités d'Aménagement Forestier de Bougnounou, Cassou, Nazinon, Sapouy-Bieha, Silly-Zawara-Pouni (centre ouest), Korko-Barsalogo et Yabo (centre-nord). *Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie.*
- MEDD. 2012. Plan de préparation à la REDD. *Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie (MECV), Burkina Faso.*
- MEF. 2010. Stratégie de croissance accélérée et de développement durable. *Ouagadougou, Burkina Faso, Ministère de l'Economie et des Finances.* , p. 112.
- MMCE. 2004. Projet de plan d'aménagement de la forêt classée de Kari, période 2005-2019. *Ministère des Mines des Carrières et de l'Energie (MMCE), Burkina Faso.*
- Muchiru A.N., Western D., et Reid R.S. 2009. The impact of abandoned pastoral settlements on plant and nutrient succession in an African savanna ecosystem. *Journal of Arid Environments.* 73(3), p. 322-331.
- Musyimi Z., Said M.Y., Zida D., Rosenstock T.S., Udelhoven T., Savadogo P., de Leeuw J., et Aynekulu E. 2017. Evaluating fire severity in Sudanian ecosystems of Burkina Faso using Landsat 8 satellite images. *Journal of Arid Environments.* 139, p. 95-109.
- Nacoulma B.M.I., Schumann K., Traoré S., Bernhardt-Römermann M., Hahn K., Wittig R., et Thiombiano A. 2011. Impacts of land-use on West African savanna vegetation: a comparison between protected and communal area in Burkina Faso. *Biodiversity and Conservation.* 20(14), p. 3341-3362.
- Naughton C.C., Lovett P.N., et Mihelcic J.R. 2015. Land suitability modeling of shea (*Vitellaria paradoxa*) distribution across sub-Saharan Africa. *Applied Geography.* 58, p. 217-227.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E., et Wagner H. 2018. *vegan: Community Ecology Package.*
- Olivier de Sardan J.-P. 1995. La politique du terrain. Sur la production des données en anthropologie. *Enquête. Archives de la revue Enquête.* (1), p. 71-109.
- OSS. 2015. Burkina Faso - Atlas des cartes d'occupation du sol. *Observatoire du Sahara et du Sahel (OSS).*
- Ouédraogo A., Thiombiano A., Hahn-Hadjali K., et Guinko S. 2006. Diagnostic de l'état de dégradation des peuplements de quatre espèces ligneuses en zone soudanienne du Burkina Faso. *Science et changements planétaires/Sécheresse.* 17(4), p. 485-491.
- Ouedraogo B. 2006. Household energy preferences for cooking in urban Ouagadougou, Burkina Faso. *Energy Policy.* 34(18), p. 3787-3795.
- Ouédraogo P. et Lepage M. 1997. Macrotermes subhyalinus Rambur dans une brousse tigrée (Yatenga, Burkina Faso). *Fonctionnement et gestion des écosystèmes forestiers contractés sabéliens.* *John Libbey Eurotext Paris, Niamey, Niger.* , p. 81-94.

- Parr C.L., Lehmann C.E.R., Bond W.J., Hoffmann W.A., et Andersen A.N. 2014. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in Ecology and Evolution*. 29(4), p. 205-213.
- Pellegrini A.F.A., Anderegg W.R.L., Paine C.E.T., Hoffmann W.A., Kartzinel T., Rabin S.S., Sheil D., Franco A.C., et Pacala S.W. 2017. Convergence of bark investment according to fire and climate structures ecosystem vulnerability to future change. *Ecology Letters*. 20(3), p. 307-316.
- Poudyal M. 2011. Chiefs and Trees: Tenures and Incentives in the Management and Use of Two Multipurpose Tree Species in Agroforestry Parklands in Northern Ghana. *Society & Natural Resources: An International Journal*. 24(10), p. 1063-1077.
- Qasim M., Porembski S., Sattler D., Stein K., Thiombiano A., et Lindner A. 2016. Vegetation Structure and Carbon Stocks of Two Protected Areas within the South-Sudanian Savannas of Burkina Faso. *Environments*. 3(4), p. 25.
- Réjou-Méchain M., Tanguy A., Piponiot C., Chave J., et Hérault B. 2017. Biomass: an R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*. 8(9), p. 1163-1167.
- Rubin B.D., Manion P.D., et Faber-Langendoen D. 2006. Diameter distributions and structural sustainability in forests. *Forest Ecology and Management*. 222(1-3), p. 427-438.
- Rutherford M.C., Powrie L.W., et Husted L.B. 2012. Plant diversity consequences of a herbivore-driven biome switch from Grassland to Nama-Karoo shrub steppe in South Africa. *Applied Vegetation Science*. 15(1), p. 14-25.
- Sallé G., Boussim J., Raynal-Roques A., et Brunck F. 1991. Le Karité une richesse potentielle, perspectives de recherche pour améliorer sa production. *Bois et Forêts des Tropiques*. (228).
- Sanou H., Kambou S., Teklehaimanot Z., Dembele M., Yossi H., Sina S., Djingdia L., et Bouvet J.M. 2004. Vegetative propagation of *Vitellaria paradoxa* by grafting. *Agroforestry Systems*. 60(1), p. 93-99.
- Saussey M. 2011. Initiatives féminines et économie sociale et solidaire dans la production du beurre de karité au Burkina Faso. Dans : *Femmes, économie et développement*. ERES, p. 107.
- Sawadogo P., Tigabu M., Sawadogo L., et Odén P.C. 2007. Woody species composition, structure and diversity of vegetation patches of a Sudanian savanna in Burkina Faso. *Bois et forêts des tropiques*. 294(4), p. 5-20.
- Sawadogo P., Zida D., Sawadogo L., Tiveau D., Tigabu M., et Odén P.C. 2007. Fuel and fire characteristics in savanna-woodland of West Africa in relation to grazing and dominant grass type. *International Journal of Wildland Fire*. 16(5), p. 531.
- Sawadogo L. 2007a. *Adapter les approches de l'aménagement durable des forêts sèches aux aptitudes sociales, économiques et technologiques en Afrique: le cas du Burkina Faso*. Cifor
- Sawadogo. 2007b. Etat de la biodiversité et la de production des ligneux du Chantier d'Aménagement Forestier du Nazinon après une vingtaine d'années de pratiques d'aménagement. *Développement durable et territoires*.
- Sawadogo L., Nygard R., et Pallo F. 2002. Effects of livestock and prescribed fire on coppice growth after selective cutting of Sudanian savannah in Burkina Faso. *Annals of Forest Science*. 59(2), p. 185-195.

- 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 and Environment*. 105(1-2), p. 335-345.
- Siegel S. et Castellan N.J. 1988. Nonparametric systems for the behavioural sciences. *McGraw Hill International Editions*.
- Swaine M.D. 1992. Characteristics of dry forest in West Africa and the influence of fire. *Journal of vegetation science*. 3(3), p. 365–374.
- Tiétiambou F.R.S.T., Lykke A.M., Korbéogo G., Thiombiano A., et Ouédraogo A. 2015. Perceptions et savoirs locaux sur les espèces oléagineuses locales dans le Kéné Dougou, Burkina Faso. *Bois et Forêts des Tropiques*. 327, p. 39–50.
- Tjelele J., Ward D., et Dziba L. 2015. The Effects of Seed Ingestion by Livestock, Dung Fertilization, Trampling, Grass Competition and Fire on Seedling Establishment of Two Woody Plant Species. *PLOS ONE*. 10(2), p. e0117788.
- Traoré L., Ouédraogo A., et Thiombiano A. 2012. To What Extent Do Protected Areas Determine the Conservation of Native Flora? A Case Study in the Sudanian Zone of Burkina Faso. *ISRN Botany*. 2012, p. 1-10.
- Traore L., Ouedraogo I., Ouedraogo A., et Thiombiano A. 2011. Perceptions, usages et vulnérabilité des ressources végétales ligneuses dans le Sud-Ouest du Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*. 5(1).
- Traoré S., Nygård R., Guinko S., et Lepage M. 2008. Impact of *Macrotermes termitaria* as a source of heterogeneity on tree diversity and structure in a Sudanian savannah under controlled grazing and annual prescribed fire (Burkina Faso). *Forest Ecology and Management*. 255(7), p. 2337-2346.
- Varghese A., Ticktin T., Mandle L., et Nath S. 2015. Assessing the Effects of Multiple Stressors on the Recruitment of Fruit Harvested Trees in a Tropical Dry Forest, Western Ghats, India. *PLOS ONE*. 10(3), p. e0119634.
- Vermeulen C. et Ouédraogo M. 2003. La zone villageoise de chasse de Sia (Ranch de Gibier de Nazinga, Burkina Faso). *Parcs & Réserves*. 58(2), p. 32-44.
- White F. 1986. *La Végétation de L'Afrique (The Vegetation of Africa)*. IRD Editions, 392 p.
- Yu K. et D'Odorico P. 2015. Hydraulic lift as a determinant of tree–grass coexistence on savannas. *New Phytologist*. 207(4), p. 1038-1051.
- Zanne A.E., Lopez-Gonzalez G., Coomes D.A., Ilic J., Jansen S., Lewis S.L., Miller R.B., Swenson N.G., Wiemann M.C., et Chave J. 2009. Global wood density database.
- Zida D., Sawadogo L., Tigabu M., Tiveau D., et Odén P.C. 2007. Dynamics of sapling population in savanna woodlands of Burkina Faso subjected to grazing, early fire and selective tree cutting for a decade. *Forest Ecology and Management*. 243(1), p. 102-115.

7. LISTE DES ABREVIATIONS

ACoP : Analyse en Coordonnées Principales

CAF : Chantier d'Aménagement Forestier

CRE : Centre Régional d'Endémisme

CVGF : Comité Villageoise de Gestion de la Faune

D : Indice de Bray Curtis

DBH : Diamètre à hauteur de poitrine (Diameter at Height Breath)

GGF : Groupement de Gestion Forestière

H : Indice de Shannon-Wiener

IVI : Indice de Valeur d'Importance

MODIS : pour « *Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer* »

P : Indice d'équitabilité de Piélou

RESIST : pour « *Resilience Ecology Stenghtning, Independance Structuration Training* »

RS : Richesse Spécifique moyenne d'un peuplement donné

S : richesse spécifique totale

SCT : test non paramétrique de comparaison multiple de Siegel et Castellan

ST : test de Student

UAF : Unité d'Aménagement Forestier

WT : Test non paramétrique de Wilcoxon

ZOVIC : Zone Villageoise d'intérêt Cynégétique

8. TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1: Nombre de placettes par modalités des variables explicatives qualitatives pour les deux sites.....	13
Tableau 2: Variables explicatives testées selon le site d'étude.....	13
Tableau 3: Fréquence des feux de 2001 à 2017 à partir d'images satellitaires MODIS (Annexe 6) et proportion de placettes (sur 32 pour Sissili et 35 pour Ziro) ayant une trace de pâture, de coupe et faisant partie d'une zone de collecte de karité.	16
Tableau 4: P-value et coefficient de corrélation lorsque p-value < 0,05 des modèles linéaires simple de la richesse spécifique (<i>RS</i>), de l'exponentiel de l'indice de Shannon et de l'abondance (<i>Ab</i>) en fonction des facteurs étudiés (Tableau 2) pour le stade mature (<i>DBH</i> ≥ 5 cm) et régénération (<i>DBH</i> [1-5[cm) à Sissili (A) et n Ziro (B). Dist : distance au village le plus proche ; Freq feu : fréquence des feux mensuelle de janvier 2001 à décembre 2017 ; Nbr coupe : nombre de coupes hormis les coupes récentes. La significativité des résultats est notée : * p(H0) < 0,05 : ** p(H0) < 0,01 et *** p(H0) < 0,001, suivie du coefficient de corrélation x 100.	19
Tableau 5: Par ordre décroissant de dominance, les sept premières espèces dominantes. La dominance du stade mature (<i>DBH</i> ≥ 5 cm) a été calculée à partir de l' <i>IVI</i> et du stade régénération (<i>DBH</i> [1-5[cm à partir de l' <i>IVI</i> modifié.	21

9. TABLE DES FIGURES

Figure 1 : Carte de la localisation des placettes inventoriées au Burkina Faso dans la région du Centre-Ouest..... **Erreur ! Signet non défini.**

Figure 2 : Photo des savanes aborées à Sissili (A) et à Ziro (B).**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 3: A) Abondance/ha impactés par le feu et par la coupe ; et B) le pourcentage de survie des individus aux feux et à la coupe pour Sissili (n=32) et Ziro (n=35). La significativité des résultats au test de Student est notée : * $p(H_0) < 0,05$; ** $p(H_0) < 0,01$ et *** $p(H_0) < 0,001$.**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 4: A) Richesse spécifique moyenne, B) abondance/ha et C) exponentiel de l'indice de shannon en fonction du stade (mature = $DBH \geq 5$ cm ; régénération = $DBH [1 - 5 [$ cm) et du site d'étude (n Sissili = 32 et n Ziro = 35). La significativité des résultats au test de Student ou de Wilcoxon est notée : * $p(H_0) < 0,05$; ** $p(H_0) < 0,01$ et *** $p(H_0) < 0,001$.**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 5: Représentation graphique des 67 placettes appartenant au site de Sissili (n = 32) ou de Ziro (n = 35) sur les deux premiers axes de l'ACoP (issue de la matrice de distance de Bray-Curtis calculée sur les données d'abondance en espèces de chaque placette) pour le stade mature (individus de $DBH \geq 5$ cm ; A) et le stade régénération (individus de $DBH [1-5[$ cm ; B) Les centres de gravité des placettes sont représentés selon leur site d'appartenance. **Erreur ! Signet non défini.**

Figure 6: Répartition de (A) la richesse spécifique totale et de (B) l'abondance (stade mature et régénération : $DBH \geq 1$ cm) selon la famille et le site. **Erreur ! Signet non défini.**

Figure 7: Représentation graphique des 32 placettes de Sissili sur les deux premiers axes de l'ACoP (issue de la matrice de distance de Bray-Curtis calculée sur les données d'abondance en espèces de chaque placette) et des facteurs influençant significativement leur dissimilarité en composition spécifique obtenu par le test de Monto-Carlo C). Dist : distance au village le plus proche. A) placettes liées à la présence ou non de trace de pâturage B) placettes liées à l'appartenance ou non à une zone de collecte de karité. Les centres de gravité des placettes sont représentés selon leur appartenance ou non à une zone de collecte et de pâture. **Erreur ! Signet non défini.**

Figure 8: Représentation graphique des 35 placettes de Ziro sur les deux premiers axes de l'ACoP (issue de la matrice de distance de Bray-Curtis) et des facteurs influençant significativement leur dissimilarité obtenue par le test de Monto-Carlo pour le stade mature (individus de $DBH \geq 5$ cm) et le stade régénération ($DBH [1-5 [$ cm). Dist : distance au village le plus proche. A) Représentation des centres de gravité des placettes selon leur type de substrat avec Tedo : dominance argileuse, Gassolo : sableuse et Gaffono : gravillonnaire. B) Représentation des centres de gravité des placettes selon leur appartenance ou non à une zone de semis.**Erreur ! Signet non défini.**

Figure 9: Répartition du nombre de tiges /ha par classes de *DBH* pour les deux sites..... **Erreur ! Signet non défini.**

10. TABLE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : PRATIQUE DE COUPE A ZIRO	44
ANNEXE 2 : ÉTAT DU PEUPLEMENT DE <i>VITELLARIA PARADOXA</i>	56
ANNEXE 3: ESTIMATION DU STOCK DE CARBONE	62
ANNEXE 4 : TABLEAU DES COEFFICIENTS DE VARIATION (<i>CV %</i>) ET DES ERREURS RELATIVES D'ECHANTILLONNAGE REELLES (<i>E % R</i>)	64
ANNEXE 5 : COURBE D'ACCUMULATION DES ESPECES	65
ANNEXE 6 : FREQUENCE DES FEUX DE JANVIER 2001 A DECEMBRE 2017.....	66
ANNEXE 7 : LISTES DES ESPECES INVENTORIEES	67

ANNEXE 1 : PRATIQUE DE COUPE A ZIRO

1. Introduction

A. Problématique

Le projet RESIST, réunissant l'Occitane et l'ONG Nitidae, comprend la mise en place de conventions avec les gestionnaires de Chantiers d'Aménagement Forestier (*CAF*) nécessaire à l'exploitation du karité dans ces zones. Ces conventions donnent également la possibilité aux groupements de collectrices de mettre en place des chartes pouvant définir les droits d'exploitation du karité et les aménagements forestiers prévus. On assiste alors à la fois à une valorisation des noix de karité au sein d'Unités d'Aménagement Forestier (*UAF*), initialement créées pour l'exploitation du bois, et à une intégration des collectrices dans la gestion forestière.

Les commanditaires supposent entre autre que la fréquentation des femmes dans ces *UAFs* limitera la présence de coupes illégales. L'objectif principal de cette étude est ainsi de fournir un état de référence des pratiques de coupes actuelles afin d'en mesurer l'évolution suite à l'augmentation attendue de collecte de noix de karité dans les forêts d'intervention.

Dans ce cadre de l'intégration des collectrices dans la gestion forestière, nous avons également jugé pertinent de mettre en lumière certaines problématiques en lien avec le système de gouvernance actuel des *UAFs*. En effet, en plus des potentiels effets sur les pratiques de coupe, des changements dans le système de gouvernance pourraient avoir lieu.

- ➔ **Quelles sont les méthodes de coupes actuelles ?**
- ➔ **Est-ce que les bûcherons connaissent les règles de coupe ?**
- ➔ **Est-ce que le système de gouvernance actuel présente des difficultés ?**

B. Contexte

Entité de gestion de l'aménagement forestier, le *CAF* est une structure administrative et technique dirigée par une Direction Technique (*DT*). Le principe des *CAF* est la participation volontaire des communautés villageoises riveraines à la gestion forestière. Cette dernière, organisée en Groupement de Gestion des ressources Forestières (*GGF*), se charge de l'exploitation forestière. Il existe un *GGF* par village inclus dans le *CAF*. Les partenaires directs du *CAF* sont les services forestiers et les grossistes-transporteurs. Les conditions d'exploitation sont fixées par un plan d'aménagement, renouvelé tous les 15 ans et régi par les lois nationales portant sur l'exploitation des ressources forestières. La mise en œuvre de ce plan est faite par le *DT* de la *CAF* à travers l'encadrement et la formation des *GGFs* aux bonnes pratiques d'exploitation. La création des *GGFs* s'insère dans le processus de la décentralisation qui veut que les communautés locales autogèrent leurs ressources. En effet, ce sont eux qui assurent la surveillance des pratiques au sein des *UAFs*, avec l'appui du service étatique forestier.

C. Site d'étude

Le *CAF* de Cassou, situé dans la province de Ziro de la région du Centre-Ouest du Burkina Faso, représente 29 515 ha et comprend 9 *UAFs* et 24 *GGFs* (MECV, 2009). Le plan d'aménagement, établi en 1991, devait être renouvelé en 2005. Sachant que ce dernier n'a pas pu être récupéré, les règles présentées ci-dessous se basent sur un entretien avec un responsable du *CAF* de Cassou (Luc NIGNAN), de plan d'aménagement d'autres *CAFs* et de documents législatifs (MMCE, 2004 ; Sawadogo, 2007b).

Dans ces *UAFs* sont interdites la mise en culture, la carbonisation et les constructions (communications personnelles avec service de l'environnement et un membre du *DT*).

Pour la coupe du bois vert, les règles de coupe de bois vert (appelé coupe sous écorce) sont :

- La période de coupe : du 1^{er} janvier au 31 mars
- La parcelle d'exploitation : délimitée par le *DT*, elle doit prendre en considération :
 - La densité du peuplement qui ne doit pas être inférieure à 200 pieds/ha
 - Les sites sacrés
 - La situation environnementale : ne doit se faire sur les flancs des collines ni les zones d'une bande de 100 m de large autour des points d'eau
- L'obligation de reconstitution des peuplements après coupe (Decret n^o 98-306 pres/PM/MEE)
- Prélèvement maximal de 50% du volume commercialisable sur pied
- La rotation des parcelles de coupe tous les 15 ans
- Les espèces cibles : ne doivent pas concerner celles inscrites sur la liste des espèces forestières bénéficiant de mesures de protection particulières (Arrêté n^o 2004-019).
- Les individus cibles : à travers le martelage qui doit prendre en considération :
 - L'état sanitaire des arbres : les coupes concerneront en premier lieu les individus morts et malades, puis ceux présentant des malformations sévères
 - Le diamètre exploitable : entre 10 et 25 cm à hauteur de poitrine
- Technique d'abattage : à entaille double, à une hauteur de coupe de 15 cm du sol maximum et avec la conservation de l'écorce des souches

2. Matériel et méthodes

A. Acquisition des données

Dans le but d'adapter au mieux les outils utilisés, la première phase de cette étude a consisté en une immersion du contexte social permettant une connaissance d'une partie des codes sociaux et du vocabulaire employé par ce qu'on appelle l'observation participante (Olivier de Sardan, 1995).

Pour des questions logistiques, cette étude s'est concentrée sur les exploitants forestiers. La présence d'une structure déjà établie, les *GGFs*, facilita la mise en place des travaux. En effet, nous avons pu en premier lieu viser un des responsables de la structure.

À l'aide d'un traducteur, des entretiens semi-directifs ont été menés auprès de ces personnes (Table 1). Nous avons choisi cette méthode, car la faible directivité du chercheur encourage l'interviewé à construire sa pensée. Elle permet de produire des connaissances in situ, contextualisées, transversales, visant à rendre compte du point de vue de l'acteur sur des thèmes préalablement établis par un guide d'entretien. Cependant, nous avons essayé de rapprocher au maximum l'entretien guidé d'une situation d'interaction banale. En effet, cela permet de réduire l'artificialité de la situation d'entretien pour que l'enquête puisse se sentir à l'aise et avoir une liberté de propos.

Par la suite, la mise en contact avec un des responsables du *GGF* nous a permis d'effectuer, par buissonnement, des questionnaires auprès des bucherons (Table 2). Les questionnaires ont été choisis dans le but de traiter des informations bien précises sur les méthodes de coupes et les raisons des choix de ces méthodes. Comme attributs des enquêtes ont été notées : l'ethnie, le genre, l'appartenance ou non au *GGF* et la durée de l'activité de bucheron.

En plus de ces deux outils, les observations et éléments de conversation inattendue en lien avec le sujet ont été notés dans un carnet de terrain. Il pouvait s'agir d'éléments de discussions avec les chefs de certains villages, avec le service de l'environnement ou encore avec de simples habitants.

Nous nous sommes concentrés sur les *GGFs* des villages les plus proches des deux *UAFs* de la commune Gao : Dao, Gao, Lérou, Mao, Passin et Yingua. Au total, six responsables ont été entretenus et 35 bucherons ont été questionnés.

Table 1 : Guide d'entretien pour des responsables de *GGFs* des villages Dao, Gao, Lérou, Mao, Passin et Yingua des *UAFs* de la commune de Gao.

Date :
Lieu :
Nom :
Depuis quand faites-vous partis du <i>GGF</i> ?
Quel est votre rôle au sein du <i>GGF</i> ?
Quelles sont les activités du <i>GGF</i> ? (aménagement, lesquels ?)
Comment procédez-vous pour la coupe de bois ? (quelles règles de coupe)
Existent-ils des difficultés au sien du <i>GGF</i> ? Avez-vous des difficultés à jouer votre rôle ? Si oui, lesquelles ?
Avez-vous remarquez des changements au sein de la forêt ?
Comment voyez-vous l'avenir de ces forêts ?

Table 2 : Questionnaire pour les bucherons des UAFs de la commune de Gao.

Date :	Lieu :
Nom :	Genre :
Quelles sont vos activités ?	
Quand est-ce que vous avez commencez à couper du bois pour le vendre ?	
Quand est-ce que vous coupez ?	
Où est ce que vous coupez ?	
Quelles espèces coupez-vous ? Pourquoi ?	
Vous coupez à la largeur : <input type="checkbox"/> Du bras <input type="checkbox"/> De la cuisse <input type="checkbox"/> Du corps <input type="checkbox"/> Supérieure au corps	
Pourquoi coupez-vous à cette largeur ?	
Vous coupez à la hauteur : <input type="checkbox"/> De cheville <input type="checkbox"/> Du tibia <input type="checkbox"/> Du genou <input type="checkbox"/> De la cuisse <input type="checkbox"/> De la taille	
Pourquoi coupez-vous à cette hauteur ?	

B. Analyse des données

a. Entretiens semi-directifs

La première étape d'analyse a consisté à dépouiller les entretiens retranscrits en les classant par thèmes: s'il s'agissait des problèmes, des relations avec d'autres acteurs, du rôle et activité de la personne et enfin des changements perçus.

Dans un second temps, nous avons recoupé les informations entre elles, afin de croiser les informateurs entre eux et de ne pas être prisonniers d'une seule source et de compléter les informations.

b. Questionnaires

Les réponses aux méthodes de coupes (espèces cibles, période de coupe, hauteur et diamètre de coupe) et aux choix d'application de ces dernières ont été catégorisées (Table 3). Une analyse de type statistique descriptive a été réalisée pour croiser les données des enquêtes avec celles des inventaires forestiers (voir l'étude principale "État de la communauté ligneuse de deux savanes arborées soudaniennes sous leurs pressions anthropiques locales, Burkina Faso").

Table 3 : Catégorisation des réponses aux méthodes de coupe (A) et aux raisons des choix des méthodes de coupe (B) basée sur 35 entretiens de bucherons des GGFs des deux UAFs de la commune de Gao.

A)

Réponses	Catégories
Largeur du bras	DBH]0-10[cm
Largeur de la cuisse	DBH [10-20[cm
Largeur du corps	DBH [20-30[cm
Largeur supérieure au corps	DBH ≥ 30 cm
Hauteur de cheville	Hauteur] 0-10[cm
Hauteur du tibia	Hauteur [10-30[cm
Hauteur du genou	Hauteur [30-50[cm
Hauteur de cuisse	Hauteur [50-80[cm
Hauteur de taille	Hauteur [80-100[cm

B)

Réponses	Catégories
Le client apprécie ce bois Mauvaise qualité du bois Les gros ont un mauvais bois Le grossiste ne veut pas Rapporte de l'argent Je suis gagnant	Client
Ça détruit l'environnement Pas de pluie si coupe les gros individus Bois qui régénère vite Les jeunes ont de l'avenir Laisser la plante grandir Pour que la forêt ait un avenir Régénération Fais de l'ombre	Environnementale
Facile à couper Bois qui sèche vite Difficiles à chargé On peut les transporter Pas de force C'est plus facile Hors saison de culture	Pratique
Pas utilise à l'homme Utile à l'homme	Utilité

3. Résultats

Au total, 97,14 % (34/35) des placettes ont une trace de coupe et 20 % (7/35) une trace de coupe récente.

Il y a en moyenne 27,32 (\pm 21,13) d'individus/ha ayant subis une coupe.

A. Espèces cibles

Les traces de coupes se sont observées sur 37 espèces. Cependant, pour un nombre d'individus supérieur à 20, la coupe ne concerne que 9 espèces ; dans l'ordre du nombre de coupes (Figure 1A). Représentant plus de 54 % du nombre de coupe totale et étant le plus énoncé, *Detarium microcarpum* est l'espèce la plus coupée (Figure 1). Si l'on ne considère pas le nombre d'énonciations d'*Anogeissus leiocarpus* (se trouvant majoritairement en forêts galeries, zones non étudiées dans les inventaires forestiers), les données des inventaires et des enquêtes sont en accord sur le fait que *Detarium microcarpum*, *Crossopteryx febrifuga* et *Terminalia avicenioides* sont les espèces les plus coupées (Figure 1).

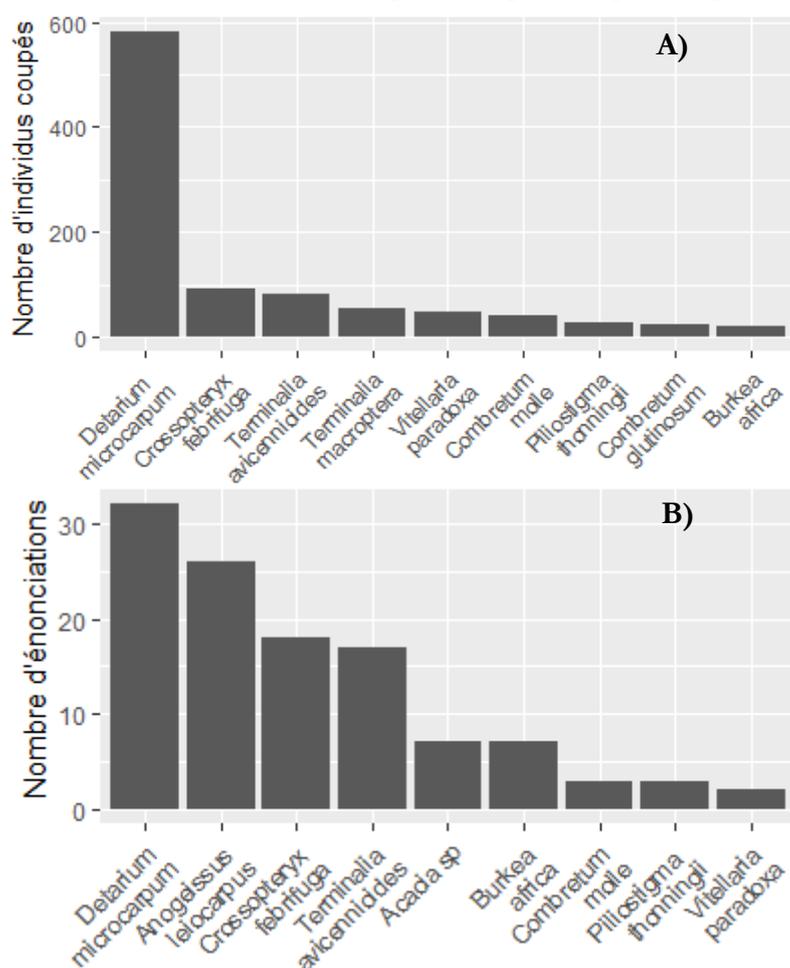


Figure 1: Répartition du nombre d'individus coupés observé à partir d'inventaires forestiers de 34 placettes (A) du nombre d'énonciations totales (= 119 issus de 35 enquêtes ; B) selon les espèces dites coupées.

B. Diamètre et hauteur de coupe

Les dires des bucherons quant aux diamètres de coupes diffèrent des observations faites sur le terrain (Figure 2). Alors que les inventaires forestiers révèlent une dominance d'individus coupés de diamètre de 5 à 10 cm (plus de 40 %), les données issues des enquêtes montrent que le diamètre des arbres le plus exploité est compris entre 10 et 30 cm (Figure 2).

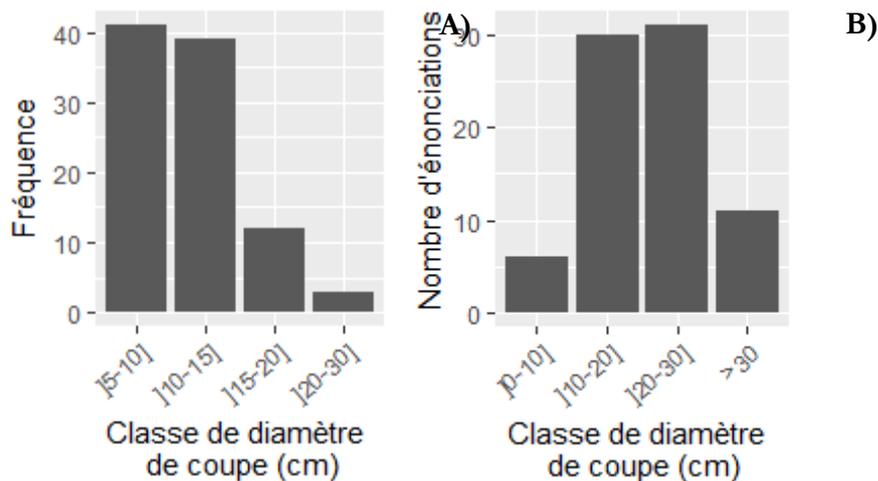


Figure 2: Répartition de la fréquence de coupe observée à partir d'inventaires forestiers de 34 placettes; A) et du nombre d'énonciations total (= 78 de 35 enquêtes; B) selon les classes de DBH de coupe (cm).

De même, la comparaison des résultats d'enquêtes et d'inventaires forestiers quant à la hauteur de coupe révèle des différences. Alors que les enquêtes disent couper en dessous de 10 cm, les observations de terrain révèlent que les coupes se font majoritairement entre]10-40] cm (Figure 3).

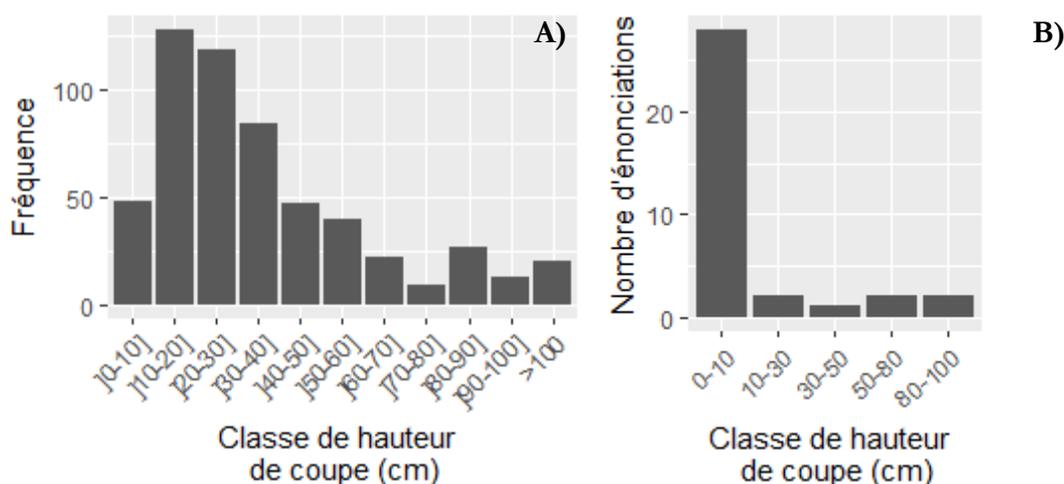


Figure 3: Répartition de la fréquence de coupe observée à partir d'inventaires forestiers de 34 placettes (A) et du nombre d'énonciations total (= 35 de 35 enquêtes; B) selon les classes de hauteur de coupe (cm).

C. Raisons des choix des méthodes de coupe

Les enquêtes rapportent que ce sont les questions environnementales qui orientent le plus leur choix de méthode de coupes, comme par exemple le fait de vouloir une régénération des arbres. La deuxième raison qui apparaît comme influençant les méthodes de coupe est le respect des règles (Figure 4). La raison « utilité » fait référence aux espèces qui ne sont pas coupées, car utile pour l'homme.

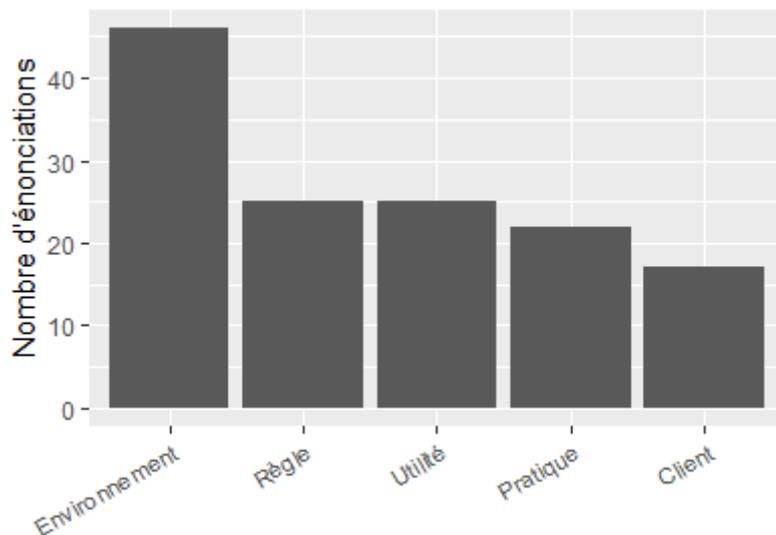


Figure 4: Répartition du nombre d'énonciations total (= 135 de 35 enquêtes) selon les raisons des méthodes de coupe (période, espèce, hauteur et taille du tronc).

4. Discussion

A. Méthode de coupe

En dehors de *V.paradoxa*, nos résultats des espèces cibles des UAFs de Gao coïncident avec ceux mis en évidence par Sawadogo (2007) au CAF de Nazinon au Burkina Faso. Contrairement à cette précédente étude qui révèle que *V.paradoxa* est la deuxième espèce la plus coupée, nos résultats d'enquêtes et d'inventaires forestiers révèlent que cette espèce est peu visée (Figure 1). Seuls 3 bucherons (sur 35) disent couper *V. paradoxa* dont 2 qui précisent le couper uniquement lorsqu'il est mort. Cette espèce est très peu ciblée par la coupe de par son utilité dans la vie des ménages (Figure 4 ; Belem *et al.*, 2007 ; Tiétiambou *et al.*, 2015) et probablement depuis l'implantation de l'Occitane en 2006

Selon les résultats aux questionnaires, la majorité des enquêtes disent respecter les règles de hauteurs et de diamètres de coupes. Cependant, cela ne coïncide pas avec les résultats des inventaires forestiers (Figure 2 et 3). Ce décalage pourrait provenir du fait que les personnes enquêtées aient voulu faire bonne impression face à l'enquêteur. Aussi, de par nos observations, la coupe de bois ne concerne pas seulement les membres ou des membres proches des GGFs. En effet, ont pu notamment être observées des femmes coupant des individus de petits diamètres (< 15 cm) pour s'approvisionner en bois de chauffe.

Les raisons des choix des méthodes de coupes révèlent que les bucherons sont sensibles aux questions environnementales. La principale raison environnementale des choix des

méthodes de coupes et la régénération. Cependant selon les dires des représentants encore beaucoup de bucherons, dont membres du *GGF*, ne respectent pas les règles de coupes.

B. Difficultés autour des *UAFs*

a. Mauvaises pratiques et pratiques illégales

De par nos observations de terrains, les pratiques de coupe ne respectent pas toujours les règles énoncées dans les plans d'aménagements des *UAFs*.

Alors que la période de coupe de bois vert n'est autorisée que du 1^{er} janvier jusqu'au 31 mars, des coupes ont été observées en avril et en mai. Des coupes ont aussi été observées sur les flancs des collines. D'après les entretiens, l'obligation de reconstitution des peuplements après coupe (par la mise en place de semis) n'est respectée que par un seul *GGF* (sur 6 échantillonnés). Aussi, la délimitation des parcelles d'exploitation n'a pas toujours été effectuée, pouvant expliquer la présence de coupes à flancs de collines. Comme les figures 2A, 3A et 5 l'illustrent, la coupe n'est pas toujours effectuée à la bonne hauteur (fixée à 15 cm) et au bon diamètre (fixé entre 10 et 25 cm à hauteur de poitrine). Enfin, la technique d'entaille double n'est pas toujours respectée (Figure 5B).

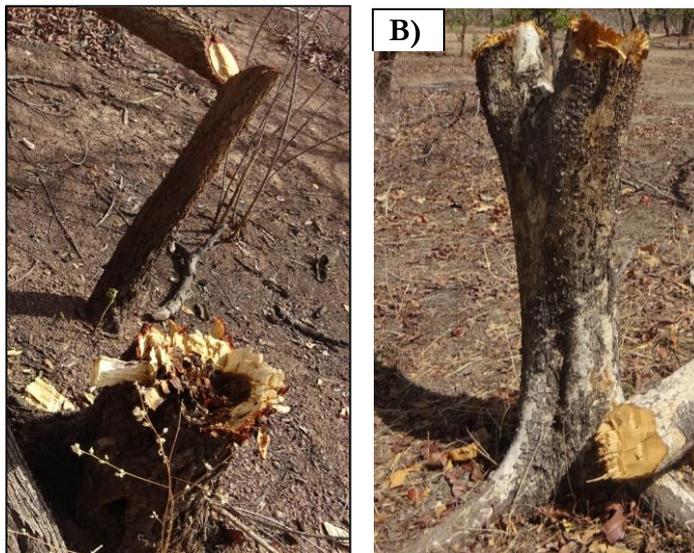


Figure 5 : Photos de coupes observées dans les *UAFs* de la commune de Gao ne respectant pas la hauteur (A), la technique d'entaille double et le diamètre (B) de coupe.

De plus, des parcelles agricoles ainsi que de la fabrication de charbon ont été observées dans les deux *UAFs* (Figure 6 et 7). Nous avons pu révéler que le bois utilisé peut être du bois mort ou frais et provenir de mise en culture ou non. D'autre part, la fabrication de planche de *Khaya senegalensis*, espèce protégée, a été observée dans les forêts galeries d'une des *UAFs* (Figure 8).



Figure 6 : Mise en culture par des pratiques itinérantes sur brûlis observées dans les deux UAFs de la commune de Gao.



Figure 7 : Photo de carbonisation au sein des deux UAFs de la commune de Gao.



Figure 8 : Photo de trace de fabrication de planche de *Khaya senegalensis* dans les forêts galeries d'une UAF de la commune de Gao.

b. Difficultés de gestion

Les pratiques de coupes actuelles au sein des deux *UAFs* de la commune de Gao ne respectent pas toujours les règles en vigueur. Aussi, de nombreuses pratiques illégales sont présentes. Selon les dires de 6 représentants de *GGFs*, plusieurs problèmes expliquent ces observations et le problème de perte de la ressource en bois, énoncé par tous.

Le premier problème soulevé par tous est le manque de moyens financiers. En effet, ce dernier semble être la cause de l'absence ou d'une mauvaise mise en place de travaux de surveillance, de formations des bucherons aux bonnes pratiques de coupes ou d'aménagement (feu précoce et ou semis). Ce manque est accompagné par une forme d'injustice de la redistribution des rendements de la filière bois : « *on a arrêté les feux précoces car pas d'argent, pas de motivation, l'argent reste là-haut* » « *l'argent se perd* ». En effet, les exploitants forestiers (membres des *GGFs*) se sentent comme exploités : « *on travaille dur pendant que d'autre s'en mettent plein les poches* ».

Cette forme d'injustice va de pair avec le fait que les *GGFs* sont rarement maîtres de la gestion de leurs ressources forestières (Coulibaly-Lingani *et al.*, 2011 ; Gautier et Compaoré, 2006). En effet, comme le rapporte Coulibaly-Lingani (2011) au Burkina Faso, ce qui motive une personne à participer à la gestion forestière est le fait qu'elle participe aux prises de décisions. Cependant, certains représentants de *GGF* n'étaient pas au courant qu'un nouveau plan d'aménagement était en cours et certains représentants de *GGFs* n'ont « *pas de moyen financier pour se rendre aux assemblées générales* » ou bien lorsqu'ils s'y rendent ils « *ne se sentent pas écoutés* ».

On assiste ici à un manque de communication entre les différentes parties incluses dans la gestion forestière. En effet, bien que les services environnementaux puissent être contactés par le *GGF* pour résoudre certaines pratiques illégales, le dialogue semble absent. En effet, les services environnementaux sont perçus par les *GGFs* comme des personnes voulant « *juste se faire de l'argent et boire au maquis* ». Aussi, plusieurs représentants de *GGF* et un des membres du *CAF* dénoncent une forme de corruption entre les délinquants et le service de l'environnement : « *il autorise la carbonisation, pourtant interdite, simplement pour se faire des sous* », « *on amène le délinquant au poste puis on nous dit de partir, on se doute de ce qui se passe après* ».

Une autre problématique soulevée est que les pratiques illégales peuvent être localement autorisées par des élites. En effet un président d'un *GGF* qui est aussi le chef de terre, rapporte qu'« *il n'y a pas d'activité au village, nos jeunes n'ont rien à faire pendant l'hivernage donc on n'a pas le choix de les laisser couper* ». Bien que nos résultats aux questionnaires révèlent que l'environnement est une composante majeure dans le choix des méthodes de coupe (Figure 4), le besoin de revenu peut aussi largement définir les pratiques de coupes.

En parallèle, selon certains représentants de *GGFs*, la durabilité de la ressource forestière en *UAFs* semble être confrontée à des problématiques globales que sont la croissance démographique, le « *manque de pluie en lien avec le changement climatique* » et à des problématiques plus locales que sont le manque de communication au sein même des *GGFs* : « *le problème c'est que les gens ne se parlent plus* ». Ce fait pourrait s'expliquer par l'« *idéologie du secret* » décrit par Vermeulen et Ouédraogo (2003) qui est une forme de rétention d'informations et de rivalité entre groupes ethniques, typiques des sociétés Gourounsi (Duval 1985 dans Vermeulen 2003).

5. Conclusion et perspectives

Cette étude fournit un état de référence des pratiques de coupes actuelles, à partir d'observations de terrain et des dires d'acteurs. Il s'avère que la pratique de coupes actuelle ne respecte pas toujours les règles en vigueur.

Dans le cadre de l'intégration de la filière karité biologique dans ces *UAFs*, les commanditaires supposent que la fréquentation des collectrices limitera la présence de coupes ne respectant pas les règles en vigueur et ainsi influencera par la suite l'état de la communauté ligneuse. Cependant, comme les résultats de cette étude le révèlent, sûrement de par le manque de circulation des informations, certains bucherons ne semblent pas connaître les règles en vigueur. Ces éléments en plus des droits endogènes et coutumiers qui sont omniprésents dans ces sociétés patriarcales, ont probablement une forte influence sur l'hypothèse de départ. D'autre part, même si cette hypothèse est validée, il est probable que les pratiques illégales soient simplement décalées sur un autre lieu et de façon plus intensive car l'espace se restreindrait.

Il suppose également que la valorisation d'un produit forestier non ligneux peut diminuer le nombre de coupes et ainsi agir sur l'état de la communauté ligneuse. Cependant, le nombre de coupes à Ziro n'influence pas les indices de biodiversité et l'abondance du stade mature (voir l'étude principale "État de la communauté ligneuse de deux savanes arborées soudanaises sous leurs pressions anthropiques locales, Burkina Faso"). De plus, le premier postulat que la valorisation d'un produit forestier non ligneux puisse diminuer le nombre de coupes semble peu réaliste puisque le bois est la première source de combustible au Burkina Faso (OSS, 2015 ; Ouedraogo, 2006 ; Traore *et al.*, 2011) et que la coupe de bois est une source importante de revenu pour les exploitants en *UAFs* (retour des entretiens, voir Annexe 1).

D'autre part, on peut supposer que la valorisation du karité dans ces *UAFs* puisse engendrer une réduction du nombre de coupes de cette espèce. Cependant, sous une même pression de coupe, cette dernière s'effectuerait davantage sur les autres espèces et pourrait ainsi influencer négativement l'équitabilité de la communauté ligneuse.

Cette étude révèle également que le système de gestion actuel présente des difficultés et semble non durable de par une perte de la ressource en bois énoncés par la majorité des enquêtés. L'intégration de nouveaux acteurs dans la gestion de ces *UAFs*, à travers l'exploitation de noix de karité, pourrait être une opportunité pour revoir ce dispositif de gestion et ainsi influencer l'état de la communauté ligneuse. Une étude poussée du système de gouvernance actuel permettrait de fournir des éléments dans la mise en place d'un nouveau système de gouvernance durable adaptée au contexte local.

ANNEXE 2 : ÉTAT DU PEUPEMENT DE *VITELLARIA PARADOXA*

1. Introduction

Vitellaria paradoxa C.F. Gaertn. (Sapotacées) est un arbre à feuille caduque pouvant atteindre plus de 15 mètres et plus de 200 ans. Son aire de distribution s'étend sur une bande d'environ 5 000 km de longueur allant du Sénégal oriental à l'Ouganda en passant par le Burkina Faso, le Togo et le Nigeria (Sallé *et al.*, 1991), qui correspond à une partie du Centre Régional d'Endémisme (CRE) soudanien. Le karité ou encore « sông » pour les Gourounsi, « taanga » pour les Mossi, a déjà été considéré comme l'arbre le plus abondant du Burkina Faso (Fischer *et al.*, 2011) et dont la distribution est fortement influencée par l'intervention humaine (Naughton, Lovett, et Mihelcic, 2015).

Son succès provient de la matière grasse issue de son fruit. Cette dernière est utilisée localement principalement dans l'alimentation, mais aussi pour les soins, les rituels d'initiation, les funérailles et comme source d'énergie lumineuse (Tiétiambou *et al.*, 2015 ; Saussey, 2011). Aujourd'hui, cette matière grasse a une renommée internationale à la fois dans l'industrie agroalimentaire, en tant qu'exhausteur de goût, et dans la cosmétique, comme produit haut de gamme (Saussey, 2011). Cette ouverture à l'international est aujourd'hui une source importante de revenu et constitue une opportunité d'amélioration du produit intérieur brut (MEF, 2010 ; Kessler, 1992).

Malgré son importance et bien qu'il s'agisse d'une espèce protégée nationalement interdite à la coupe, cette dernière est exploitée pour son bois, très apprécié par les communautés locales en tant que combustible (Traore *et al.*, 2011 ; Sawadogo, 2007a). La coupe constitue une menace pour cette espèce et ainsi pour la durabilité des filières de production de beurre de karité. En effet, cet arbre commence sa production frutière qu'à partir de 20 ans, rendant le renouvellement de son peuplement compliqué (Ruyssen, 1957 dans Sanou *et al.*, 2004). Le karité est également menacé par des parasites du genre *Tapinanthus*, plante hémiparasite épiphyte (Elias, 2015 ; Sawadogo, 2007b).

Le but de cette étude est de caractériser l'état du peuplement du karité en termes de nombre d'individus et de pression de coupe et de parasites au sein de deux sites d'intervention et au sein d'une zone de collecte et de non collecte de karité pour l'un des sites.

2. Matériel et méthodes

Les sites d'étude sont les mêmes que ceux de l'étude principale (voir l'étude "État de la communauté ligneuse de deux savanes arborées soudaniennes sous leurs pressions anthropiques locales, Burkina Faso").

- Sissili (6 270 ha) qui correspond à la totalité du *ZOVIC* de Boala et à une partie de la forêt classée de Sissili (*FCS*). Ce domaine d'étude contient une zone de collecte de karité et une zone de non collecte de karité.
- Ziro (4 574 ha) qui correspond aux *UAFs* de la commune de Gao. Pour ce site, la collecte de karité se fait sur l'ensemble du domaine.

Les inventaires forestiers ne concernent que les formations forestières de type savane arborée (les inselbergs n'ont pas été inventoriés). Ils ont été effectués par l'installation de placettes circulaires de 20 m de rayon (1256,6 m²). Ces placettes ont été réparties de manière aléatoire au sein de chaque carré d'une maille de 1,6 km et au sein des savanes arborées des deux sites d'étude.

A. Acquisition des données

Au sein de chaque placette ont été reportée :

- La présence de l'ensemble des arbres de *V. Paradoxa* de $DBH \geq 1$ cm.
- Le DBH à l'aide d'un ruban de diamètre et la hauteur à l'aide d'un clinomètre (HAGLOF EC2, modèle B065) pour les individus de $DBH \geq 5$ cm.
- L'état des individus, si morts, vivants, coupés, secs sur pied ou/et attaqués par le parasite du genre *Tapinanthus*
- Le nombre de touffes de *Tapinanthus* par karité attaqué.

B. Analyse des données

Pour chacun des sites et pour la zone de collecte de karité ou de non collecte de karité à Sissili, le nombre d'arbres/ha a été réparti selon les stades :

- Mature, qui correspond aux arbres de $DBH \geq 5$ cm,
- Régénération, qui correspond aux arbres de $DBH < 5$ cm,
- Et mort.

La structure verticale, qui permet de visualiser l'état du peuplement, a été évaluée par la distribution du nombre de tiges selon les classes de DBH de 5 cm d'intervalle. Les tiges de $DBH < 5$ cm correspondent à des individus de $DBH < 5$ cm.

Les pressions exercées sur la ressource karité a été évalué par la proportion de placette où *V.paradoxa* a été impacté par le feu, par la coupe ou est attaqué par le parasite du genre *Tapinanthus*. Également, le nombre d'arbre/ha de *V.paradoxa* impacté par le feu ou la coupe a été représenté pour chaque site.

3. Résultats

A. État général du peuplement

Sur les deux sites il y a en moyenne 96,08 arbres à karité matures /ha et 59,86 arbres à karité juvéniles /ha.

La figure 1A révèle que nombre d'arbres moyen/ha de *V.paradoxa* pour chacun des stades est plus élevé à Sissili qu'à Ziro. Cependant, ce résultat n'est pas significatif (p -value > 0,05).

De même, bien que le nombre d'arbres/ha de *V.paradoxa* à Sissili soit inférieur en zone de collecte qu'en zone de non collecte pour les stades mature et régénération (Table 1), ces différences ne sont pas significatives (p -value >0,05).

Table 1 : Nombre d'arbres/ha de *V.paradoxa* à Sissili (n = 32) selon le stade (mature = arbres de DBH \geq à 5 cm et régénération = arbres de DBH < à 5 cm) et selon l'appartenance à une zone de collecte (n = 17) ou de non collecte (n = 15).

	Mature	Régénération	Mort
Collecte	91,74 (\pm 74,65)	42,60 (\pm 24,19)	7,02 (\pm 8,38)
Non collecte	124,67 (\pm 83,87)	82,23 (\pm 77,71)	11,14 (\pm 18,73)

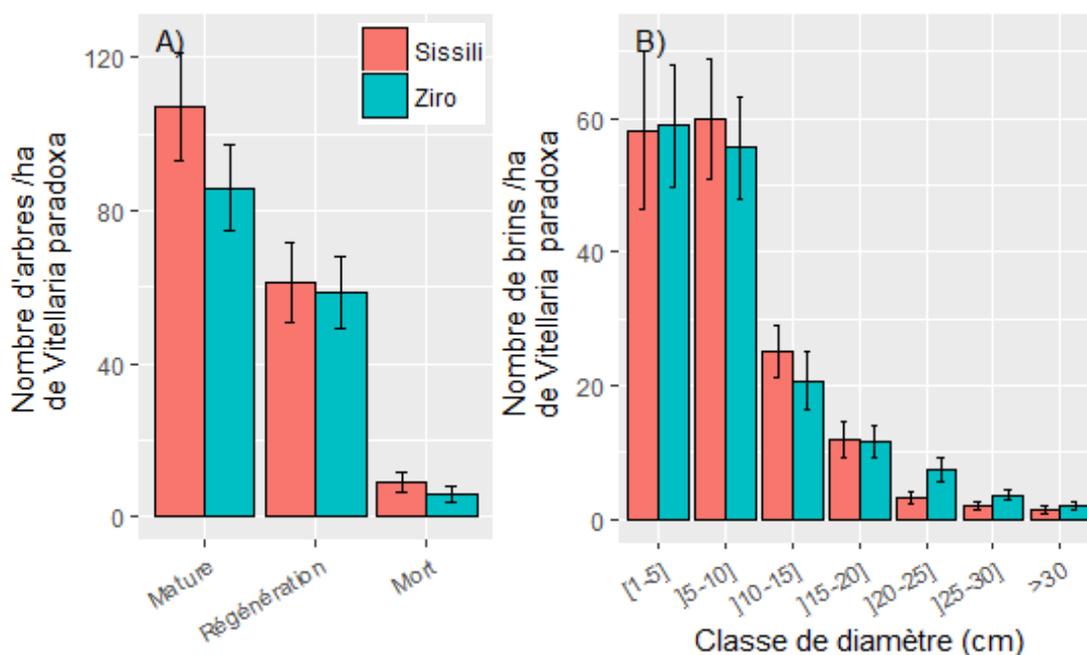


Figure 1 : Selon le site d'étude, A) le nombre d'arbres/ha de *V. paradoxa* selon le stade (mature = arbres de DBH \geq à 5 cm et régénération = arbres de DBH < à 5 cm) et B) le nombre de tiges/ha de *V. paradoxa* selon les classes de DBH (cm).

Le DBH moyen et la hauteur moyenne des arbres à karité ne diffèrent pas selon le site d'étude (Table 2). Pour les deux sites, la répartition par classes de DBH des tiges révèle une chute du nombre de tiges entre les classes de DBH]5-10 cm] et]10-15 cm] (Figure 2B).

Table 2 : Diamètre à hauteur de poitrine (DBH) moyen et maximal (cm) ainsi que la hauteur moyenne et maximal (m) selon le site d'étude.

	Sissili	Ziro
DBH moyen (cm)	7,79 (± 6,43)	8,26 (± 7,47)
DBH max (cm)	38,4	39,2
Hauteur moyenne (m)	4,30 (± 1,74)	5,02 (± 1,95)
Hauteur max (m)	10,7	13,7

B. Pressions sur la ressource

Les pressions que subit *V. paradoxa* diffèrent selon le site d'étude. Alors que la ressource est davantage confrontée à la pression de coupe à Ziro, elle est davantage confrontée à la pression de feu à Sissili (Table 2). Ainsi, il y a significativement plus de karité impacté par le feu à Sissili (WT : p-value ***) et plus de karité impacté par la coupe à Ziro (WT : p-value ***, Figure 2A).

La proportion de placette où *V. paradoxa* est attaqué par le parasite du genre *Tapinanthus* est plus élevée à Ziro qu'à Sissili (Table 3) et la proportion d'arbres attaqués par placette ne diffère pas selon le site d'étude (Sissili : 21,21 % ± 9,23 et Ziro 21,95 % ± 13,85). Cependant, bien que non significatif, le nombre de touffes moyen par arbre attaqué à Sissili (2,16 touffes/arbre attaqué ± 1,39) est supérieur à celui de Ziro (1,97 touffes/arbres attaqué ± 1,07).

Table 3 : Proportion de placettes où *V. paradoxa* a été impacté par le feu, par la coupe ou est attaqué par le parasite du genre *Tapinanthus* à Sissili (n=32) et à Ziro (n=35).

	Sissili	Ziro
% placette <i>V. paradoxa</i> impacté par le feu	90,62 %	28,57 %
% placette <i>V. paradoxa</i> impacté par la coupe	3,12 %	57,14 %
% placette <i>V. paradoxa</i> attaqué par le parasite du genre <i>Tapinanthus</i>	40,62%	62,35 %

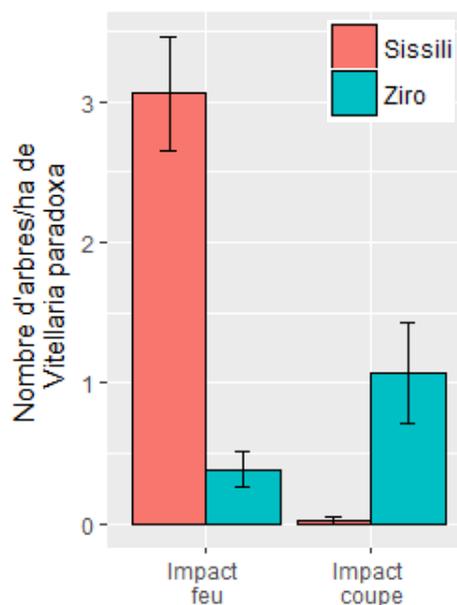


Figure 2 : Nombre d'arbres/ha de *V. paradoxa* impacté par le feu ou la coupe selon le site d'étude.

4. Discussion

Les pressions sur le karité ne sont pas les mêmes selon le site d'étude. Alors qu'il est menacé par le feu à Sissili, il est davantage menacé par la coupe à Ziro. Ces résultats sont probablement dû au statut du site d'étude. En effet, en *UAFs* la coupe est autorisée (sous certaines règles, voir Annexe 1) pouvant ainsi augmenter les chances que le karité soit coupé. A Sissili, la fréquence des feux est plus élevée qu'à Ziro (Annexe 6). Ce pourrait être en lien avec le fait que la propagation du feu y soit limitée par la présence de pistes pour l'exportation du bois et par une pression de pâture plus importante qu'à Sissili. En effet, en réduisant la biomasse et ainsi le combustible, le pâturage peut agir sur le régime de feu. Par exemple, une étude menée dans la forêt de Tiogo au Burkina Faso a pu montrer que le pâturage réduit l'intensité des feux (Savadogo, Zida, *et al.*, 2007). Cependant, bien que les pressions anthropiques soient différentes entre les deux sites, le nombre d'arbres à karité ne diffère pas. Les résultats d'abondance des deux sites sont en accord avec ceux de Aleza (2015) effectué dans des très anciennes jachères du Bénin.

Alors qu'on aurait pu s'attendre à ce qu'il y ai moins de karité juvénile en zone de collecte qu'en zone de non collecte de par une pression de prélèvements de fruits, la différence n'est pas significative (Table 1). Au premier abord, on pourrait ainsi dire que la collecte de karité n'a pas d'influence sur l'état de la ressource en termes d'abondance. Cependant, la collecte est aussi associée au pâturage qui pourrait lui aussi avoir son influence. De plus, son impact dépend largement des caractéristiques de la pression de collecte, c'est-à-dire son historique et son niveau. Cette remarque rappelle l'importance des commanditaires à recueillir un maximum d'information quant à l'évolution du nombre de collectrices dans le but d'interpréter l'évolution de l'état de la ressource en karité.

La répartition du nombre de tiges par classe de *DBH* révèle que contrairement au peuplement de karité dans les champs, dans les formations naturelles il a une bonne capacité de régénération (Figure 1B ; Kelly, Bouvet, et Picard, 2004 ; Kaboré *et al.*, 2012 ; Poudyal, 2011). La répartition du nombre de tiges par classe de *DBH* révèle une forte mortalité des tiges de *DBH*]10-15] cm (Rubin, Manion, et Faber-Langendoen, 2006). Ce résultat pourrait traduire l'existence d'une pression exercée sur cette catégorie de *DBH* ou d'un ancien évènement ayant réduit la régénération du karité. On aurait pu supposer qu'il existe une pression de coupe pour les individus de ce *DBH*. Cependant, la coupe de karité n'a pas été observée à Sissili et de par son statut il est peu probable que la population s'y rende pour y couper du bois. Dans l'hypothèse qu'il s'agisse d'un évènement passé et considérant qu'il se serait déroulé au même temps pour les deux sites (car la mortalité s'observe sur la même catégorie de *DBH*), il est très probable que ce fut un évènement climatique.

Bien que la proposition de karités attaqués par placette et le nombre de touffes/arbre ne diffèrent pas entre les deux sites d'étude, il y a plus de placettes où le parasite a été observé à Ziro qu'à Sissili (Table 3). On peut supposer que pour un niveau de pression de parasitage similaire, cette pression est tout de même plus étendue à Ziro. Comme l'a déjà alerté Sallé en 1991, le niveau élevé du parasitisme du karité par ces hémiparasites du genre *Tapinanthus* est alarmant dans le cadre de la durabilité de la ressource karité. Nous avons pu révéler que sur une zone de 1256,6 m² où le parasite est présent, avec en moyenne plus de 20 % des karités qui sont attaqués, la présence de ce parasite en forêt est non négligeable.

5. Conclusion et perspectives

Cet état de référence de la ressource karité permettra de suivre son évolution notamment face à l'augmentation de la collecte de karité en formations naturelles et de mise en place d'aménagement de type pare-feu/plantation/déparasitage attendus. Pour cette future mesure il sera nécessaire de récolter au maximum d'informations sur l'évolution des pratiques de collecte (lieu de collecte, nombre de collectrices et si possible quantité des noix récoltées dans ces espaces) et sur les mesures qui seront mises en place (lieu, date, si plantation nombre de pied etc...).

Nous notons la présence, paraissant non négligeable, d'un insecte xylophage de la famille des Cerambycidae s'attaquant au bois vert et sec du karité (Figure 3). Il pourrait s'agir de *Philematium festivum* comme Sallé (1991) a déjà pu le reporter. Selon certains locaux, les dégâts causés par cet insecte sont importants. Plus d'informations sont nécessaires afin de savoir s'il s'agit d'une réelle menace et si c'est le cas de savoir comment y faire face.

Comme le souligne Lamien (2004) les arbres à karité des formations naturelles peuvent être moins productif que ceux présents en champs (qui profitent notamment des fertilisants). Cependant, la population de karité en champs est notamment menacée par un vieillissement (Djossa *et al.*, 2008 ; Kelly, Bouvet, et Picard, 2004 ; Kaboré *et al.*, 2012 ; Poudyal, 2011). On pourrait supposer que si ce problème en champs n'est pas résolu, la collecte de karité en formation naturelle pourrait fortement augmenter. Si cette augmentation survient en plus de celle attendus par les collectrices des partenaires locaux de l'Occitane, on pourrait s'attendre à ce que la ressource karité en formation naturelle soit menacée par un sur-prélèvement. Développer des filières de rentes dynamiques et rémunératrices sous pratiques agro-écologiques permettant la gestion à long terme de la fertilité des sols et de la ressource karité pourrait ainsi être pertinente. En effet, ceci pourrait non seulement permettre de limiter le risque d'une augmentation trop élevée collecte de noix en formations naturelles et de l'expansion agricole (déjà fortement présent à Ziro) mais aussi de développer le karité biologique en champs, qui pourrait être selon lamien beaucoup plus rémunérateur.



Figure 3 : Photos d'un karité attaqué par un insecte de la famille des Cerambycidae xylophage du bois vert ou sec (UAFs de Gao).

ANNEXE 3: ESTIMATION DU STOCK DE CARBONE

Le changement climatique est une problématique mondiale majeure. Les formations forestières constituent un puits de carbone notamment à travers la biomasse présente dans les ligneux. L'objet de cette étude est de fournir des estimations du stock de carbone des ligneux de savanes arborées de deux formations forestières où l'intégration de la filière karité biologique est en cours. Ces données permettront d'en évaluer son évolution à la suite des changements de pratique de collecte. En effet, on pourrait supposer que par des aménagements ou des changements de pratiques de coupes par exemple, la valorisation du karité dans ces formations puissent favoriser le maintien voir le développement de la ressource ligneuse.

1. Matériel et méthodes

Le stock de carbone a été estimé au sein des savanes arborées des deux mêmes sites que l'étude principale : Sissili (de 6270 ha et qui recouvre une partie de la *FCS* et la totalité de la *ZOVIC*) et Ziro (de 4574 ha qui recouvre l'ensemble de deux *UAFs* de la commune de Gao ; voir "État de la communauté ligneuse de deux savanes arborées soudaniennes sous leurs pressions anthropiques locales, Burkina Faso"). :

Les données utilisés sont les hauteurs (m) et le *DBH* (cm) de tous les individus de *DBH* ≥ 5 cm inventoriés au sein des mêmes placettes échantillonnées dans l'étude principale (n Sissili = 32 et n Ziro = 35).

Le stock de carbone (*SC*) en tonne de carbone par hectare (tC/ha) a été estimé comme ceci :

$$SC = (AGB + BGB) \times 0,47$$

Où *AGB*, la biomasse aérienne et *BGB*, la biomasse souterraine en tonne par hectare (t/ha). Le facteur 0,47 a été établi par l'IPCC (2003) qui estime que la biomasse contient 47 % de carbone.

$$AGB = 0,0673 \times (\rho \times DBH^2 \times H)^{0,976}$$

Avec ρ la densité du bois en gramme par centimètre cube ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) et *H*, la hauteur de la tige (m). Cette équation allométrique est celle de Chave *et al.* (2014). Elle est multi spécifique pour les forêts pantropicales, calibrée sur un large échantillonnage d'arbres et valide pour les *DBH* compris entre 5 et 156 cm. *AGB* a été calculée à l'aide du package R BIOMASS (Réjou-Méchain *et al.*, 2017). Ce package récupère les données de ρ à partir de bases de données globales (Chave *et al.*, 2009 ; Zanne *et al.*, 2009).

BGB a été estimé comme ceci (IPCC, 2006) :

i) $BGB = AGB \times 0,56$ lorsque *AGB* est inférieure à 20 tonnes par hectare (t/ha)

ii) $BGB = AGB \times 0,28$ lorsque *AGB* est supérieure à 20 t/ha.

2. Résultats et discussion

Pour les deux sites, le stock de carbone moyen est de 15,68 tC/ha ($\pm 7,22$). Les stocks de carbone moyens sont significativement inférieurs à Sissili qu'à Ziro (Tableau 1).

Tableau 1 : Biomasse aérienne moyenne (*AGB*) en t/ha ainsi que l'estimation du stock de carbone moyen en tC/ha calculé à partir de l'équation de Chave pour les deux sites. La significativité des différences de moyennes est notée *.

	Sissili	Ziro	p-value
AGB.t.ha⁻¹	18,79 ($\pm 8,20$)	23,77 ($\pm 10,72$)	*
Stockage carbone tC.ha⁻¹	13,77 ($\pm 6,01$)	17,42 ($\pm 7,86$)	*

Avec une moyenne de 15,68 tC/ha pour les deux sites, nos estimations du stock de carbone sont supérieures à celles obtenues par Qasim *et al.*, (2016) sur des formations végétales de la même région du Burkina Faso que nous et à celles obtenues par Fischer *et al.*, (2011) à l'échelle nationale. Ces différences peuvent notamment se traduire par la non prise en compte de la biomasse souterraine et des individus de *DBH* compris entre 5 et 10 cm ainsi que par l'utilisation d'équations allométriques différentes. En effet alors que Qasim *et al.*, (2016) utilise l'équation de Chave *et al.*, (2005) qui se base sur 3 sites 300 arbres, l'équation ici utilisée (Chave *et al.*, 2014) se base sur 22 sites et 1891 arbres.

Bien qu'aucunes différences en termes d'abondance, de *DBH* et de hauteur des individus de *DBH* ≥ 5 cm ont été mises en évidence entre les deux sites d'étude (voir "État de la communauté ligneuse de deux savanes arborées soudaniennes sous leurs pressions anthropiques locales, Burkina Faso"), nos résultats révèlent une estimation de stock de carbone supérieure à Ziro. Avec une biomasse aérienne des individus à tiges multiples supérieure à celles des individus à tige unique (tige unique : 0,038 t et tiges multiples : 0,052 t ; WT ***), cette différence s'explique par un nombre d'arbres à tiges multiples supérieur à Ziro (123,00 individus/ha $\pm 59,49$ à Ziro contre 73,11 individus/ha $\pm 37,72$ à Sissili; WT ***). Il aurait ainsi été intéressant de tester les estimations à partir d'une correction des mesures de *DBH* et hauteur pour les individus à tiges multiples. Par exemple, Qasim *et al.*, (2016) utilise la hauteur maximale et la formule de Cienciala *et al.*, (2013) pour obtenir une mesure unique de *DBH* des individus à tiges multiples.

Sawadogo, Nygard, et Pallo (2002) ont montré que dans une savane soudanienne la mortalité des souches coupées peut être est plus faible et le nombre de rejets plus élevée en présence de pâture, de par la réduction de la compétition avec les graminées. Ce résultat pourrait expliquer que le pâturage à Ziro, en association avec la coupe, favorise la présence d'individus à branche multiple et ainsi une estimation du stock de carbone plus élevée.

ANNEXE 4 : TABLEAU DES COEFFICIENTS DE VARIATION (CV %) ET DES ERREURS RELATIVES D'ÉCHANTILLONNAGE REELLES (E % R)

Les coefficients de variation (CV %) furent calculés à la fin des inventaires et ont permis d'obtenir les erreurs d'échantillonnage réelles (E % R).

$$CV \% = 100 \times (\sigma(x)/\gamma(x))$$

Où $\sigma(x)$ = écart-type de la variable x et $\gamma(x)$ = moyenne de la variable x .

Table 1 : Coefficients de variation (CV%) et erreurs relatives d'échantillonnage réelles (E % R) de la richesse spécifique (RS) et l'abondance du stade mature ($DBH \geq 5$ cm) et du stade régénération ($DBH [1-5]$ cm) ainsi que la biomasse aérienne (AGB) pour Sissili (n=32) et Ziro (n=35).

	Sissili		Ziro	
	CV%	E%R	CV%	E%R
RS mature	22,47	7,94 %	20,59	6,96 %
RS régénération	26,78	9,47 %	31,54	10,66 %
Abondance mature	33,37	11,80 %	32,59	11,01 %
Abondance régénération	52,84	18,68 %	40,87	13,81 %

ANNEXE 5 : COURBE D'ACCUMULATION DES ESPECES LIGNEUSES

La taille des placettes a été déterminée avec la courbe d'accumulation des espèces, qui permet de définir l'aire minimale d'inventaire. L'aire minimale est définie comme l'aire sur laquelle la quasi-totalité des espèces de la communauté étudiée est représentée. Des relevés de surface de plus en plus grande ont été réalisés sur un cercle, le relevé du nombre d'espèces pour chaque surface d'échantillonnage a permis de tracer la courbe aire-espèces.

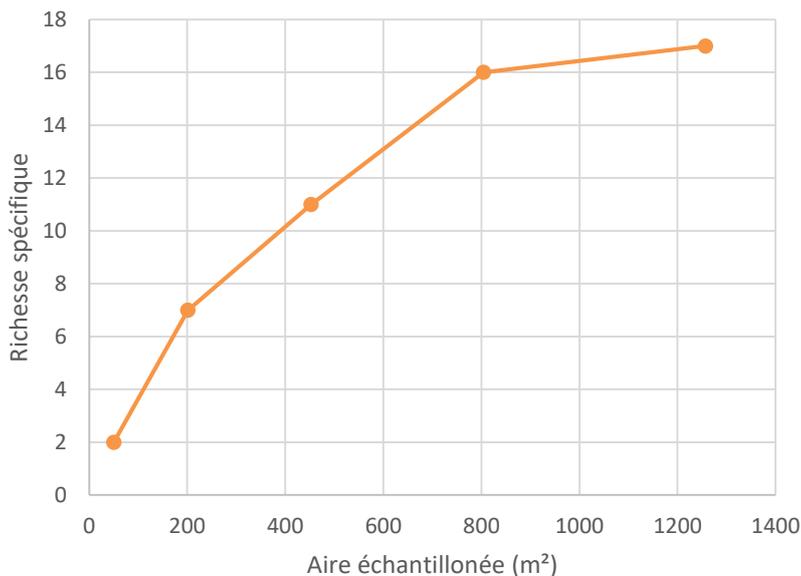


Figure: Courbe d'accumulation des espèces à Sissili.

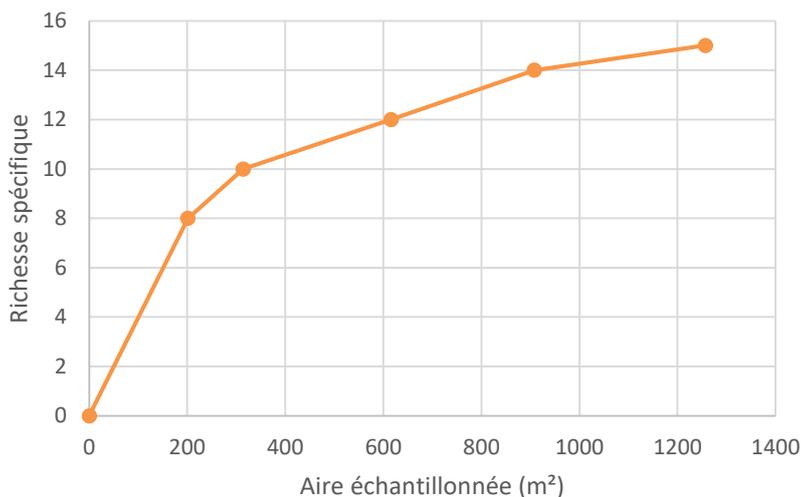


Figure: Courbe d'accumulation des espèces à Ziro.

ANNEXE 6 : FREQUENCE DES FEUX DE JANVIER 2001 A DECEMBRE 2017

Les données ont été récupérées à partir d'images satellitaires de type MODIS de la collection MCD64A1 (Giglio *et al.*, 2015; disponibles [ici](#)). Ces images mensuelles d'une résolution spatiale de 500 m, informent de la présence d'un ancien feu.

Les données sont tirées à partir d'un algorithme utilisant un « *burn sensitive vegetation* » (VI) obtenu avec des ondes courtes infrarouges.

Pour obtenir la fréquence des feux par pixel, la première étape a été de transformer les valeurs des rasters en valeurs binaires avec la fonction « *reclassify* » du package « raster » du logiciel R.

- égales à 0 pour les valeurs non comprises dans l'intervalle des jours juliens ([1-366]) et
- égales à 1 pour les valeurs comprises dans l'intervalle des jours juliens.

Les rasters ont ensuite été compilés et ont ainsi permis d'obtenir la fréquence des feux de janvier 2001 à décembre 2017.

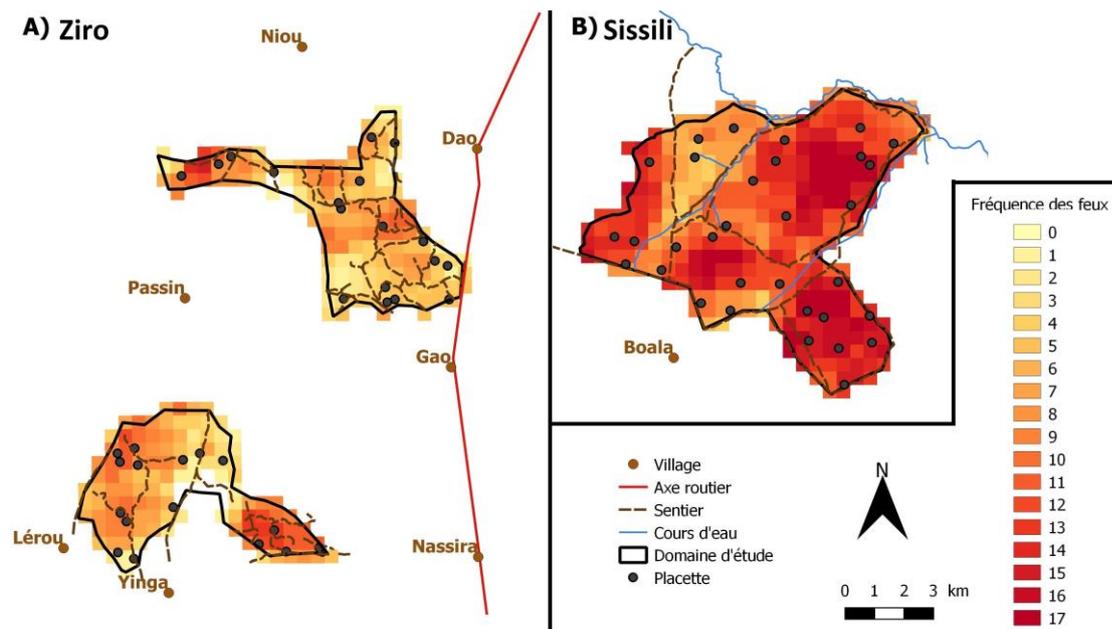


Figure : Carte de la fréquence des feux totale de janvier 2001 à décembre 2017 à Ziro (A) et à Sissili (B).

ANNEXE 7 : LISTES DES ESPECES INVENTORIEES

Nom scientifique	Famille	Nom vernaculaire (Gourounsi)	Présente à	
			Sissili	Ziro
<i>Acacia dudgeoni</i> Holland	Mimosaceae	Sabouara singan	X	X
<i>Acacia macrostachya</i> DC.	Mimosaceae	Pahaou		X
<i>Acacia seyal</i> Del.	Mimosaceae			X
<i>Acacia sieberiana</i> DC.	Mimosaceae	Sabouara pon		X
<i>Azelia africana</i> Pers.	Caesalpiniaceae	Kollou	X	X
<i>Albizia malacophylla</i> (A.Rich.) Walp.	Papilionaceae	Boussounhou		X
<i>Annona senegalensis</i> Pers.	Annonaceae	Kawalou	X	X
<i>Anogeissus leiocarpus</i> (DC.) Guill. Et Perr.	Combretaceae	Loua	X	X
<i>Balanites aegyptiaca</i> (L.) Delile	Balanitaceae	Sinsan-an, Katchagalaga		X
<i>Bobgunnia madagascariensis</i> (Desv.) J.H.Kirkbr. & Wiersema	Caesalpiniaceae	Ban-han		X
<i>Bombax costatum</i> Pellegr. Et vuillet	Bombacaceae	Koufoung, Touyougou	X	X
<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Euphorbiaceae	Paleué	X	X
<i>Burkea africana</i> Hook.	Caesalpiniaceae	Tagnan	X	X
<i>Combretum collinum</i> Fresen.	Combretaceae	Lahponi	X	X
<i>Combretum fragrans</i> F.Hoffm	Combretaceae	Tawiu son	X	X
<i>Combretum glutinosum</i> Perr. Ex DC.	Combretaceae	Tawiu pon	X	X
<i>Combretum molle</i> R.Br. ex G.Don	Combretaceae	Sanva _t ua, Gouachien	X	X
<i>Crossopteryx febrifuga</i> (Afzel. Ex G.Don) Benth.	Rubiaceae	Nasan-navo, Lobadihia	X	X
<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	Caesalpiniaceae	Katcholo, Katcholou	X	X
<i>Detarium microcarpum</i> Guill. Et Perr.	Caesalpiniaceae	Kadankoualo, Dankoualo	X	X
<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.	Mimosaceae	Tchaa		X
<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. Ex A.DC.	Ebenaceae	Kanon, Kano	X	X
<i>Entada africana</i> Guill. Et Perr.	Mimosaceae	Bouassong		X
<i>Feretia apodanthera</i> Delile	Rubiaceae	Tchilatchiga		X
<i>Ficus ingens</i> (Miq.) Miq.	Moraceae	Kapro-katchinga	X	X
<i>Ficus platyphylla</i> Del.	Moraceae	Kapro-kagnon		X
<i>Gardenia erubescens</i> Stapf & Hutch.)	Rubiaceae	Kantwan	X	X
<i>Grewia flavescens</i> Juss.	Tiliaceae	Yala	X	
<i>Guiera senegalensis</i> J.E. Gmel.	Combretaceae	Felou		X
<i>Isobertinia doka</i> Craib & Stapf	Caesalpiniaceae	Thoorou	X	X
<i>Khaya senegalensis</i> (Desv.) A.Juss.	Meliaceae	Pnou, Pnaha, Pono	X	
<i>Lannea acida</i> A.Rich.	Anacardiaceae	Katchogo bouhourra, Brè	X	X
<i>Lannea microcarpa</i> Engl. & K.Krause	Anacardiaceae	Katchogo	X	X
<i>Lannea velutina</i> A. Rich.	Anacardiaceae	Katchogo-lambo	X	X
<i>Lonchocarpus laxiflorus</i> Guill. & Perr.	Papilionaceae	Lanterpona, tanlorpouna	X	

Nom scientifique	Famille	Nom vernaculaire (Gourounsi)	Présente à	
			Sissili	Ziro
<i>Mitragyna inermis</i> (Willd.) Kuntze	Rubiaceae	<u>B</u> latooro	X	
<i>Neocarya macrophylla</i> (Sabine) Prance ex F.White	Chrysobalanaceae	<u>K</u> alia-swan	X	
<i>Ozoroa insignis</i> Delile	Anacardiaceae	<u>D</u> oua-nampanan		X
<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) R. Br. Ex G. Don	Anacardiaceae	<u>S</u> ounhou	X	X
<i>Pericopsis laxiflora</i> (Baker) Meeuwen	Papilionaceae	Tche- <u>k</u> ourou	X	X
<i>Piliostigma thonningii</i> (Schumach.) Milne-Redh	Caesalpiniaceae	<u>V</u> agnon-non	X	X
<i>Prosopis africana</i> (Guill. Et Perr) Taub.	Mimosaceae	<u>N</u> issaban	X	X
<i>Pseudocedra kotschy</i> (Schweinf.) Harms	Meliaceae	<u>N</u> yanbori	X	X
<i>Pteleopsis suberosa</i> Engl. Et Diels	Combretaceae	<u>G</u> nissogo	X	X
<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	Caesalpiniaceae	<u>T</u> angué	X	X
<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E.A.Bruce	Rubiaceae	<u>G</u> lohohon, <u>D</u> joholon	X	
<i>Securinnea virosa</i> (Roxb. Ex Willd.) Baill.	Euphorbiaceae			X
<i>Stercula setigera</i> Delile	Sterculiaceae	<u>K</u> opolu	X	X
<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	Bignoniaceae	<u>Y</u> ivuru	X	X
<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae	<u>K</u> ampoua	X	X
<i>Tamarindus indica</i> L.	Caesalpiniaceae	<u>S</u> onhon-non		X
<i>Terminalia avicennioides</i> Guill. & Perr.	Combretaceae	<u>K</u> ogo	X	X
<i>Terminalia macroptera</i> Guill. & Perr.	Combretaceae	<u>K</u> opwané	X	X
<i>Trichilia emetica</i> Vahl	Meliaceae	<u>B</u> ayanadwa, <u>N</u> ahdoua	X	
<i>Vitellaria paradoxa</i> Gaertn. F.	Sapotaceae	<u>S</u> ông	X	X
<i>Vitex simplicifolia</i> Oliv.	Lamiaceae	<u>T</u> anbé- <u>K</u> agnanou		X
<i>Xeroderris stuhlmannii</i> (Taub.) Mendonça et E.P. Sousa	Papilionaceae	<u>K</u> oubo-vor	X	X
<i>Ximenia americana</i> L.	Olacaceae	<u>M</u> uhyou, <u>F</u> ilounou	X	X
<i>Ziziphus mauritiana</i> Lam.	Rhamnaceae			X