

## Mémoire de stage

présenté par

Frédérique MONTFORT

pour obtenir le diplôme national de master  
mention Biodiversité, écologie, évolution

parcours Biodiversité végétale et gestion des écosystèmes tropicaux (BIOGET)

Sujet :

**Étude de la régénération de la forêt de Miombo en  
périphérie de la Réserve Nationale de Gilé à la suite de  
changements d'usage du sol, Mozambique.**

sous la direction de Marie Nourtier et Corentin Mercier (Etc Terra)

soutenu publiquement le 14 septembre 2016

à Montpellier

devant le jury suivant :

Pr. Yves CARAGLIO	Examineur
Dr. Pierre COUTERON	Rapporteur
Dr. Raphaël MANLAY	Enseignant-référent
Dr. Doyle MC KEY	Examineur
Dr. Grégoire VINCENT	Rapporteur

**Source des photographies** : Frédérique Montfort

**Logos** : AgroParisTech-Engref / Université de Montpellier / Association Etc Terra

Frédérique MONTFORT

2016

**Étude de la régénération de la forêt de Miombo en  
périphérie de la Réserve Nationale de Gilé à la suite de  
changements d'usage du sol, Mozambique.**



Forêt de Miombo dans la Réserve Nationale de Gilé



# REMERCIEMENTS

Mes remerciements vont en premier lieu à l'ensemble de l'équipe Etc Terra en France et ailleurs dans le monde, pour leur accueil convivial au sein de leur équipe et pour m'avoir donné la chance de découvrir la forêt de Miombo.

Je remercie tout particulièrement mes responsables Marie Nourtier, chargée de Mission Etc Lab', et Corentin Mercier, représentant d'Etc Terra au Mozambique, pour leur confiance, leur disponibilité, leurs conseils avisés, et leur suivi tout au long de mon stage.

Merci à l'équipe Etc Terra Gilé, avec laquelle j'ai eu le plaisir de partager ces trois mois de terrain!

À Jean-Baptiste Roelens, chargé de mission au Mozambique, pour son appui considérable et toutes les discussions enrichissantes.

À Alexandre Trégourès, volontaire international, pour les traductions en portugais, le temps accordé pour m'accompagner à la rencontre des agriculteurs et le partage de ses connaissances du terrain.

J'adresse mes remerciements à l'ensemble des partenaires de l'association Etc Terra, travaillant autour de la Réserve.

Plus particulièrement, merci à Jean-Baptiste Desfontaines, conseiller technique de la Réserve Nationale de Gilé, de l'association IGF, pour son accueil dans la Réserve.

Merci à José Mohamede Dias, administrateur de la Réserve Nationale de Gilé et à Justino Davane, responsables des fiscais de la Réserve, pour m'avoir permis de réaliser ses inventaires.

Merci à l'ensemble de l'équipe d'Agrisud, coordinateurs et techniciens et plus particulièrement à Élie Lamarre, coordinateur d'Agrisud au Mozambique, pour ses conseils et son soutien.

À Nastia, Soares et Sérgio, techniciens d'Agrisud, pour leur accueil et pour avoir fait ce lien essentiel avec les agriculteurs, dans les villages.

Merci à Emma Peyraud, stagiaire et amie, pour tous ces bons moments.

Ma gratitude va également à Joao, Vincente, Domingo et Samuel qui m'ont accompagné sur le terrain, pour leur motivation et leur connaissance de la flore.

Un grand merci à tous les agriculteurs rencontrés lors de ce séjour pour le temps qu'ils m'ont accordé, et sans qui cette étude n'aurait pas pu avoir lieu.

Enfin, je tiens à remercier tous les gens qui ont participé de près ou de loin à ce travail et à toutes ces belles rencontres, en espérant que nos chemins se recroiseront au Mozambique où ailleurs!



## RESUME

Cette étude analyse la dynamique de régénération de la forêt de Miombo après abandon des parcelles agricoles ou des installations humaines, en périphérie de la Réserve Nationale de Gilé, dans le Nord-Est du Mozambique. 63 placettes de régénération ont été inventoriées selon une chronoséquence de 1 à 40 ans sur deux types de sols et dans deux zones distinctes au nord et au sud de la Réserve et comparées à 19 placettes de forêt mature. Les variations de richesse et de diversité spécifique sont d'avantage liées à l'âge des jachères et à la pression sur le milieu qu'à la pédologie et à la zone. Tous les jeunes stades de régénération, présentent une composition floristique proche, qui se différencie après 10 ans selon le sol et la zone. Les espèces dominantes du Miombo (*Brachystegia* et *Julbernardia*) sont également parmi les dominantes de toutes les jachères quel que soit leur âge. Richesse spécifique, composition floristique et structure des anciennes jachères sont similaires à celles de la forêt dans la Réserve, témoignant d'une forte capacité de régénération en l'absence de pression anthropique. Cette caractéristique permet d'envisager des interventions, à grande échelle, de restauration du Miombo (REDD+).

Mot clés : Forêt sèche de Miombo, Programme REDD+, Agriculture sur brûlis, Régénération, Richesse spécifique, Composition spécifique, Mozambique.

## ABSTRACT

This study analyzes the dynamics of Miombo woodland regeneration, after slash and burn agriculture and human settlement, on the outskirts of the Gilé National Reserve, in the North-East of Mozambique. 63 regeneration plots were inventoried in a 1 to 40 years' time sequence, on two soil types and in two separate areas, North and South of the Reserve. They were compared to 19 plots of mature forest. Changes in richness and species diversity are more linked to the age of the fallow and to anthropic pressure than to pedology and area. Whatever the conditions, early stages of regeneration present similar floristic composition; differentiation begins after 10 years growth, depending on soil and area. Miombo dominant trees species (*Brachystegia* and *Julbernardia*) are part of the dominant species of all the re-growing plots, whatever their age. Species richness, species composition and structure of the old fallows are similar to those of the forest in the Reserve, indicating a strong regeneration capacity in the absence of human pressure. This feature makes it possible to consider large scale Miombo restoration interventions (REDD+).

Key words: Dry Miombo Woodland, REDD+ programme, Shifting agriculture, Regeneration, Species richness, Species composition, Mozambique.

## SUMARIO

Este estudo analisa a dinâmica de regeneração da floresta de Miombo, após abandono de parcelas agrícolas e assentamentos humanos, nos arredores da Reserva Nacional do Gilé, no nordeste de Moçambique. 63 parcelas de regeneração foram inventariadas em uma sequência de tempo de 1 a 40 anos, em dois tipos de solo e em duas áreas distintas no norte e no sul da Reserva, e foram comparadas com 19 parcelas de floresta madura. Mudanças na riqueza e diversidade específica estão ligadas mais à idade do pousio e pressão sobre o meio ambiente do que ao tipo de solo e à área. Nos primeiros anos de regeneração, encontramos uma composição florística idêntica seja qual for as condições, a diferenciação só começa depois de 10 anos, dependendo do solo e da zona. As espécies dominantes do Miombo (*Brachystegia* e *Julbernardia*) estão presentes como espécies dominantes seja qual for a idade do pousio. A riqueza específica, a composição específica e a estrutura dos antigos pousios são semelhantes aos da floresta na Reserva, indicando uma forte capacidade de regeneração na ausência de pressão humana. Esta característica permite considerar intervenções, em larga escala, de restauração de Miombo (REDD+).

Palavras chave: Floresta seca de Miombo, programa REDD+, Agricultura de corte e queimada, Regeneração, Riqueza específica, Composição florística, Moçambique.

# TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS .....	1
RESUME .....	3
ABSTRACT .....	3
SUMARIO .....	4
TABLE DES MATIERES .....	5
1. INTRODUCTION .....	7
2. MATERIEL ET METHODES .....	9
2.1. Site d'étude .....	9
2.2. Acquisition des données .....	12
2.2.1. Sélection des sites d'inventaires .....	12
2.2.2. Inventaires Jachères .....	13
2.2.3. Inventaires Forêt – Anciens sites d'habitation .....	14
2.3. Analyse des données .....	14
2.3.1. Richesse spécifique et diversité .....	14
2.3.2. Composition spécifique.....	15
2.3.3. Comparaison avec la foret.....	16
3. RESULTATS .....	17
3.1. Caractéristiques des inventaires .....	17
3.2. Richesse spécifique et diversité des jachères .....	17
3.2.1. Comparaison entre les catégories de jachères.....	17
3.2.2. Influence des différents facteurs .....	18
3.3. Composition spécifique des jachères .....	21
3.3.1. Représentation graphiques des similarités .....	21
3.3.2. Effet de la localisation des placettes : .....	23
3.4. Comparaison avec la forêt et les villages: .....	24
3.4.1. Richesse spécifique, diversité et abondance .....	24
3.4.2. Composition spécifique.....	26
3.4.3. Les espèces dominantes .....	27
4. DISCUSSION .....	31
4.1. Richesse spécifique et diversité des jachères .....	31
4.2. Composition spécifique des jachères .....	32
4.3. Comparaison de la composition avec la forêt et les anciens villages .....	33
5. CONCLUSION .....	35
6. REFERENCES.....	37

7. LISTE DES ABREVIATIONS .....	41
8. TABLE DES TABLEAUX .....	43
9. TABLE DES FIGURES .....	45
10. ANNEXES .....	47
TABLE DES ANNEXES .....	47
Annexe 1 : Carte des domaines phyto-géographiques d’Afrique	48
Annexe 2 : Le stock de Carbone	49
Annexe 3 : Carte de la RNG et des inventaires dans les trois zones étudiées	57
Annexe 4 : Courbe d’accumulation des espèces	58
Annexe 5 : Matrice de dissimilarités de Bray-Curtis (exemple)	59
Annexe 6 : Liste des espèces inventoriées	60
Annexe 7 : Synthèse bibliographique sur la régénération naturelle assistée	63
11. REFERENCES DES ANNEXES .....	67

# 1. INTRODUCTION

Le Miombo est le terme vernaculaire pour décrire un type de forêt claire d'Afrique Australe, couvrant 2,7 million de km<sup>2</sup> (Malaisse, 1979, Campbell, 1996; Frost, 1996). Il est caractérisé par la prédominance des espèces aux feuillages caducs appartenant au genre *Brachystegia*, *Julbernardia* et *Isoberlinia* (Campbell, 1996). Le Miombo est l'élément essentiel du domaine Zambézien, la plus importante formation de forêt tropicale sèche en Afrique, couvrant environ 3,6 millions de km<sup>2</sup> sur 10 pays (Annexe 1) (Malaisse, 1979; White, 1983; Campbell, 1996). Cette formation est caractérisée par une richesse floristique importante et un fort endémisme atteignant 54 % (Campbell, 1996), qui fait d'elle un *hotspot* de la biodiversité mondiale (Mittermeier et al., 2003).

Les études sur la forêt de Miombo sont le plus souvent concentrées à l'intérieur des aires protégées et une faible proportion concerne les régénérations post-agriculture. Les recherches existantes ont mis en évidence une remarquable capacité de régénération des forêts de Miombo après une perturbation - agriculture, production de charbon et exploitation forestière (Williams et al., 2008; Chinuwo et al., 2010; Kalaba et al., 2013) - à partir des racines et des souches (Luoga et al., 2004; Shirima et al., 2015). Cependant, Kalaba et al. (2013) et William et al. (2008) ont montré que bien que 20 à 30 ans de jachère sont suffisants pour que la structure (diamètre à hauteur de poitrine, aire basale) de la régénération ressemble à celle de la forêt mature, ce temps n'est pas suffisant pour que la composition floristique soit similaire. Si les études s'accordent sur le fait que la richesse spécifique, la diversité et l'abondance des arbres diminuent avec une perturbation croissante (Williams et al., 2008; Kalaba et al., 2013; Jew et al., 2016), des différences apparaissent en termes de composition en espèces dominantes.

La forêt de Miombo subit actuellement de fortes pressions anthropiques en raison de millions de personnes qui en sont dépendantes pour leurs besoins quotidiens et d'une forte croissance démographique depuis plusieurs années (Jew et al., 2016). Pour diminuer l'impact de ces pressions, des projets de gestion durable des terres et des initiatives de Réduction des Emissions liées à la Déforestation et à la Dégradation des forêts (REDD) ont vu le jour. Coordinée par l'ONU, la REDD est une initiative internationale discutée pour la première fois en 2005, visant à lutter contre le réchauffement climatique provoqué par les émissions de gaz à effet de serre, induites par la déforestation et la dégradation des forêts. Aujourd'hui, la REDD+ va au-delà, l'ajout du + correspond à la prise en compte du rôle de la conservation, de la gestion durable des forêts et du renforcement des stocks de carbone forestier (FIELD, 2013).

Cette étude est soutenue par l'association Etc Terra, dont l'objectif est d'appuyer le développement équilibré des pays du Sud, en mettant en œuvre des projets de terrain diversifiés conciliant dynamisme économique et préservation du capital naturel. Elle s'inscrit dans le cadre du projet pilote de lutte contre la déforestation et la dégradation de la forêt de Miombo à l'intérieur et autour de la Réserve Nationale de Gilé (RNG), dans le Nord-Est du Mozambique, financé pour son démarrage par le Fonds Français pour l'Environnement Mondial (FFEM) et piloté par la Fondation Internationale pour la Gestion de la Faune (IGF). Etc Terra partenaire de ce projet est en charge du volet REDD+ en travaillant entre autres avec les populations pour mettre en œuvre des techniques agroécologiques, permettant de combiner sécurité alimentaire et préservation de la forêt. L'objectif est également de valoriser la diminution de la déforestation par la commercialisation de crédits carbone, qui apporteront une source de financement durable

pour la gestion de la Réserve et la mise en place de projets avec les populations (Etc Terra, 2014).

La RNG représente le plus grand morceau d'un seul tenant de Miombo dans la province de Zambézia au Mozambique. Les années de guerre civile qui ont suivi l'indépendance du Mozambique en 1975, ont fortement impacté la faune et la flore abritée par la Réserve (Delbergue, 2015). Actuellement, sa périphérie est sujette à des pressions anthropiques grandissantes, dues à une croissance démographique importante, à l'utilisation de techniques d'agriculture sur brûlis consommatrices d'espace, à la production de charbon et à l'exploitation de bois (Berton, 2013; Mercier et al., 2016).

Cette étude vise à analyser les dynamiques forestières en termes de biodiversité liées la régénération du couvert après abandon des parcelles agricoles ou des installations humaines et de comparer ces données avec des données de forêt naturelle. Ce travail a deux objectifs majeurs :

- Apporter une meilleure compréhension des dynamiques de régénération pour évaluer l'impact à long terme des pratiques des populations de la zone, sur la biodiversité par le biais de changements de richesse spécifique et de composition floristique.
- Comprendre les facteurs influençant la régénération forestière dans cette zone d'étude, afin de mettre en place des activités avec les agriculteurs et les producteurs de charbon favorisant la régénération après production (et la restauration des stocks de carbone).

Les hypothèses testées sont les suivantes :

- La richesse spécifique et la diversité sont plus élevées dans les anciennes jachères que dans les jeunes stades de régénération, et plus proches de la forêt mature.
- La composition floristique évolue avec l'âge de la jachère et se rapproche de celle de la forêt mature.
- Les conditions pédologiques influencent la richesse spécifique et la composition floristique des jachères.

Dans un premier temps, la richesse et la composition spécifique de jachères de différents stades seront analysées en fonction de plusieurs facteurs, et comparées par la suite à des jachères anciennes et à de la forêt mature.

L'analyse des dynamiques de régénération en matière de stock de carbone a également été réalisée mais n'a pas pu être développée dans ce document. La méthodologie et les résultats obtenus sont présentés en annexe 2.

## 2. MATERIEL ET METHODES

### 2.1. ZONE D'ETUDE

**Localisation :** La zone d'étude se situe au Nord-Est du Mozambique, dans la province de Zambézia, en périphérie de la Réserve Nationale de Gilé (Figure 1). La RNG créée en 1932 initialement comme réserve partielle de chasse, s'étend sur 283 600 ha. Elle est entourée d'une zone tampon, définie en 2011, de 152 800 ha (Mercier et al., 2016). La RNG et sa zone tampon se situent à cheval sur les districts de Pebane et Gilé, entre 16°14'45" et 16°50'30" de latitude et entre 38°05'38" et 38°48'45" de longitude et à une altitude comprise entre 30 et 200 mètres au-dessus du niveau de la mer (Prin, 2008).

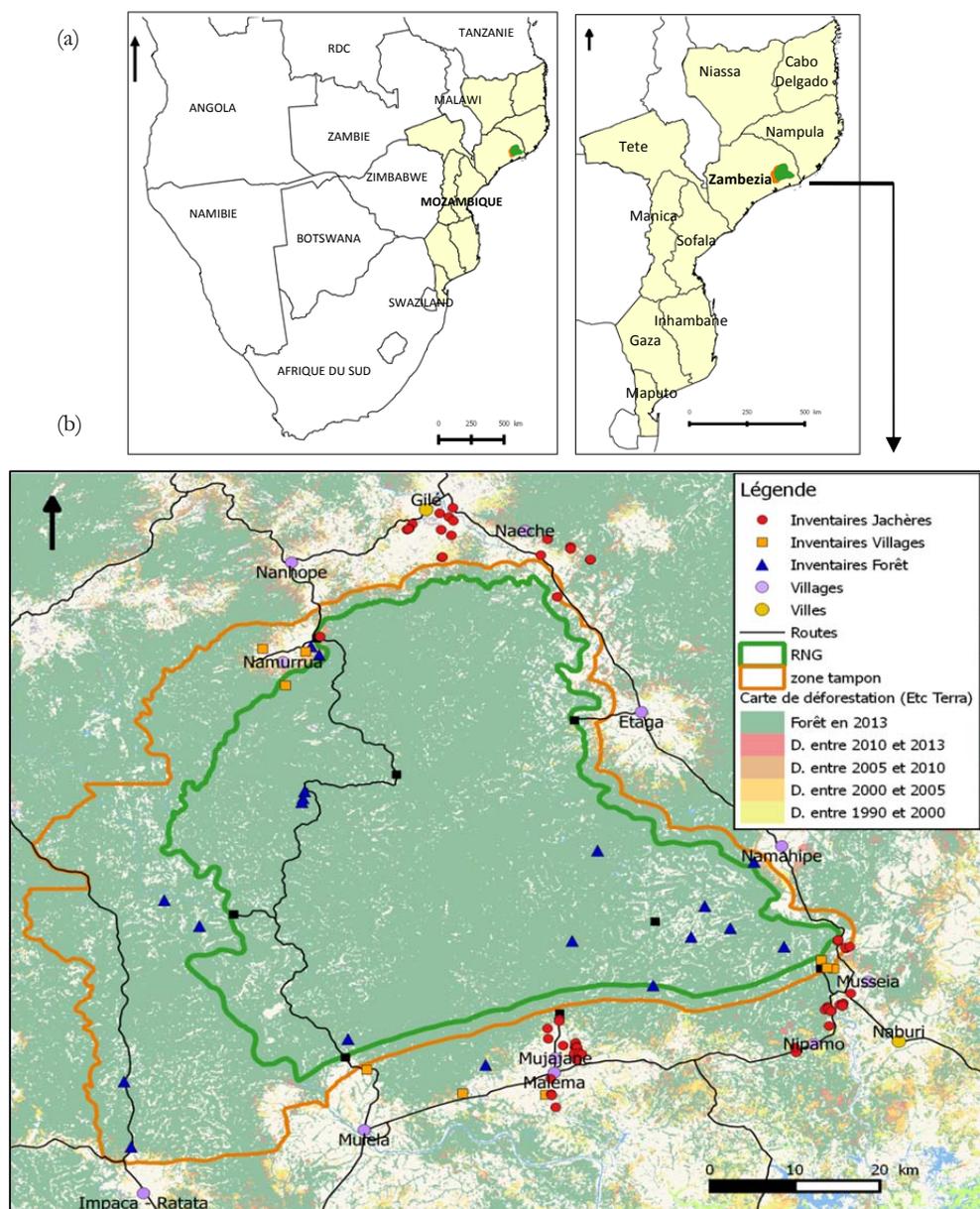


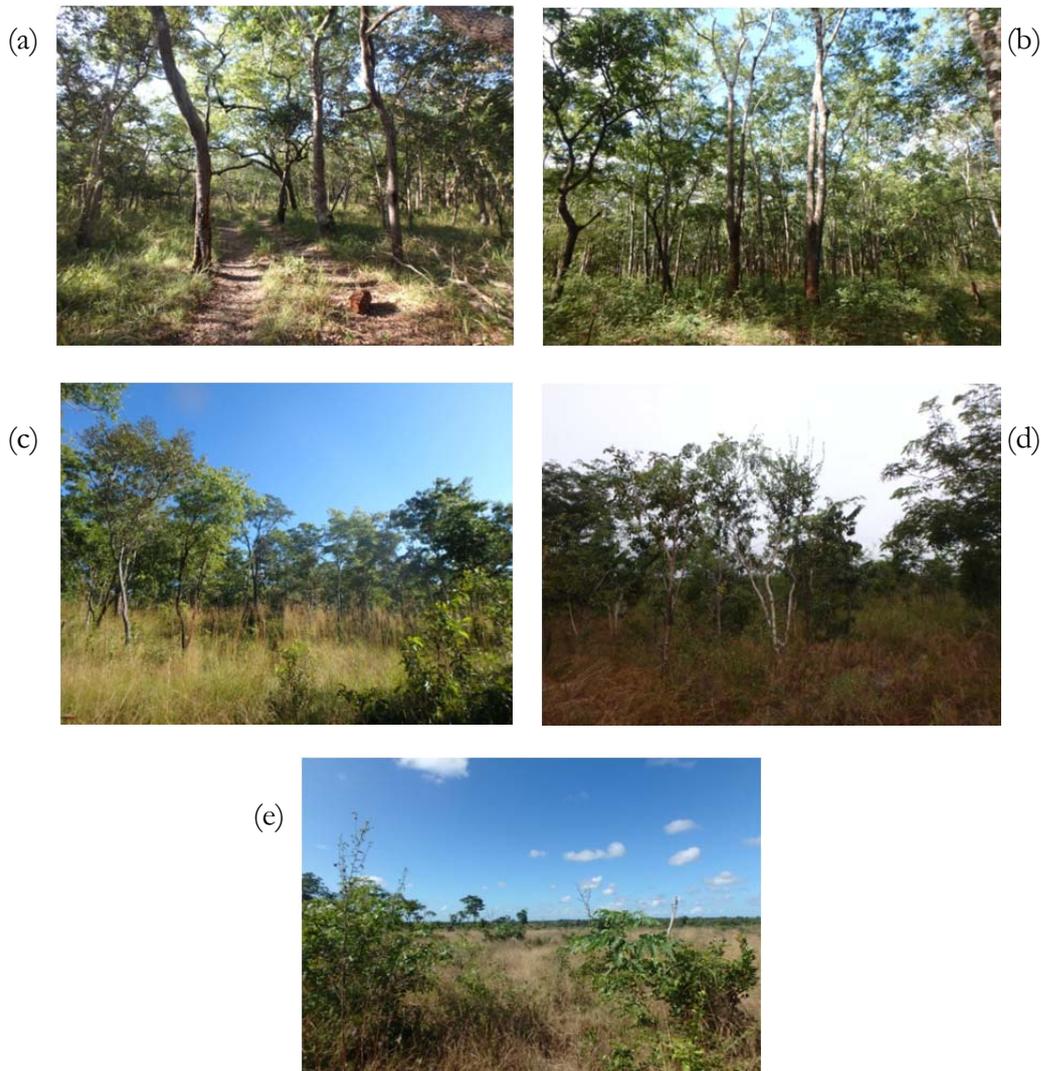
Figure 1 : Localisation de la Réserve Nationale de Gilé. (a) Localisation du Mozambique (b) Carte de la Réserve Nationale de Gilé et des différents inventaires (Fond de carte : Carte de déforestation entre 1990 et 2013 réalisée par l'équipe d'Etc Terra – D. : Déforestation).

**Climat :** La saisonnalité est marquée par une saison humide entre novembre et avril avec de fortes pluies en février et mars et une saison sèche entre mai et octobre (Figure 2). La saison sèche se différencie en une « saison sèche froide » entre mai et août et une «saison sèche chaude» entre septembre et octobre (Fusari et Cumbane, 2002). La pluviométrie moyenne annuelle varie entre 800 et 1000 mm et les températures varient de 13°C (moyenne minimal en juin) à 37,5°C (moyenne maximal en octobre) (Prin, 2008).



Figure 2 : Saisonnalité

**Ecologie :** La RNG et sa zone tampon sont caractérisées par des paysages composés majoritairement de forêt de Miombo mais également de prairies édaphiques submergées en saison des pluies, dites *dambo* et de forêts galeries (Delbergue, 2015).



Photos : (a) Forêt de Miombo, (b) Jachère de 40 ans, (c) Jachère de 10 ans, (d) Jachère de 5 ans, (e) Jachère de 2 ans



## 2.2. ACQUISITION DES DONNEES

### 2.2.1. SELECTION DES SITES D'INVENTAIRES

#### **La régénération forestière :**

Les principaux facteurs susceptibles d'influencer la régénération forestière, dans notre zone d'étude sont :

- le **temps de jachère**,
- le **nombre de cycle de culture**,
- les **conditions pédologiques**,
- la **distance à la forêt mature**,
- le **feu**,
- la **faune : termites et éléphants (petite population)**.

En vue de la complexité d'étudier l'ensemble de ses facteurs, nous avons choisis d'étudier en facteurs principaux:

- le **temps de jachère**,
- le **type de sol : sols sablo-argileux, sols sableux**,
- la **localisation : Nord/Sud** (différencié par de faibles variations d'altitude et de pluviométrie).

En facteur secondaire :

- la distance à la forêt: calculée avec la fonction MMQGIS, du logiciel QGIS,
- la pression anthropique (facteur qualitatif) : issue des observations terrain et des informations recueillies sur le nombre de cycles de culture (donnée compliquée à obtenir avec certitude). Le facteur pression est caractérisé par 3 valeurs: faible pour les jachères avec un cycle de culture, moyenne pour les jachères avec plus de 1 cycle, forte pour les jachères avec plus de deux cycles situées autour de la ville de Gilé (pression démographique plus importante).

#### **Jachère et sites d'ancienne habitation :**

Trois zones d'études ont été choisies (Annexe 3) :

- **Zone nord de la Réserve sur sol sablo-argileux** : regroupant la ville de Gilé et les villages de Naeche et Namurrua,
- **Zone sud-est de la Réserve sur sol sablo-argileux** (Musseia, Muniado et Nipamo),
- **Zone sud de la Réserve sur sol sableux** (Malema-Mujaiane).

L'histoire de l'occupation du sol et l'âge des jachères ont été obtenus à la suite d'entretiens avec les agriculteurs, à l'aide d'un traducteur local. Les jachères ont été sélectionnées en fonction de 3 classes d'âge: [0-3] , [4-6] , [8-12] ans. Après 15 ans, l'âge précis des jachères s'est révélé compliqué à obtenir. Dans chaque zone, six répliqués par classes d'âge ont été inventoriés (Tableau 1).

Les anciennes jachères (30 à 40 ans) correspondent à des sites d'ancienne habitation, abandonnés pendant la guerre civile, entre 1976 et 1992. Ces sites ont été préalablement localisés sur des cartes réalisées, entre 1933 et 1953, par le Conseil des Missions géographiques et de la recherche d'outre-mer du Portugal (Junta das Missões Geográficas e Investigações do Ultramar) actuel Institut d'Investigation Scientifique Tropicale du Portugal (Instituto de Investigação Científica Tropical), et correspondent à des zones de forêt maintenant. Des entretiens avec les habitants des villages proches ont permis de

confirmer la présence antérieure d'ancienne habitation. Trois inventaires par zone ont été réalisés (Tableau 1).

Dans chaque zone, les inventaires de jachères post agriculture (54 placettes) et sur les jachères anciennes (9 placettes) ont été réalisés entre avril et juin 2016.

Tableau 1 : Nombre de placettes inventoriées par catégorie.

Zone	Sol	Age de la jachère (ans)				Total
		[0 - 3]	[4 - 6]	[8 - 12]	[35-40]	
Nord	Sol brun sablo-argileux	6	6	6	3	21
	Sol brun sablo-argileux	6	6	6	3	21
Sud	Sol blanc-sableux	6	6	6	3	21
	Total	18	18	18	9	63

### Forêt :

Les inventaires en forêt mature utilisés dans cette étude, sont ceux ayant été réalisés par l'équipe d'Etc Terra en 2015, pour le projet REDD+ de la RNG et pour le programme juridictionnel *Zambézia Integrated Management Program (ZILMP)*, s'insérant dans le cadre de la stratégie REDD+ du Mozambique. Ces inventaires ont été réalisés à l'intérieur de la zone cœur de la Réserve, dans la zone tampon et en dehors de la zone tampon. L'objectif de ces inventaires était d'évaluer la biomasse, le nom des espèces a été relevé mais avec quelques fois des incertitudes, donc ici, 19 inventaires ont été sélectionnées sur la base de leur proximité au site d'étude et de l'absence d'individus inconnus.

### 2.2.2. INVENTAIRES JACHERES

Les inventaires ont été réalisés sur des placettes circulaires de 10 m de rayon, installées aléatoirement sur les parcelles d'intérêts. La taille des placettes a été déterminée sur le terrain avec la méthode de la courbe d'accumulation qui permet de définir l'aire minimale d'inventaire (Annexe 4). Les jeunes stades de régénération du Miombo sont caractérisés par un nombre élevé d'espèces et d'individus qui diminuent avec les stades plus anciens pour une même surface. L'usage de placettes de mêmes tailles dans les différents stades peut donc entraîner une sous-représentation de la composition de la végétation pour les stades matures, et un effort d'échantillonnage important pour les jeunes régénérations (Syampungani et al., 2010). Des tailles d'échantillonnages différents ont ainsi été utilisées pour les jachères, les sites d'anciennes habitations et les forêts matures. Au total, les inventaires de jachère post-agriculture couvrent 1,69 ha.

Le suivi a été réalisé en termes de biodiversité végétale et de biomasse aérienne. Les noms des espèces ont été collectés pour tous les ligneux vivants, à l'aide d'un botaniste traditionnel, en langue Lomwé. Les correspondances en latin ont été par la suite effectuées avec le document de correspondance réalisé par l'association Etc Terra et la checklist des noms vernaculaires des plantes du Mozambique de de Koning (1993). Des guides d'identification de terrain ont permis de valider les déterminations et d'identifier les espèces qui n'ont pas pu l'être par le botaniste (Smith et Allen, 2004; van Wyk et van Wyk, 2013). Pour chaque ligneux de diamètre supérieur à 5 cm, le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) a été mesuré en utilisant un ruban de diamètre, ainsi que la hauteur au Vertex.

### 2.2.3. INVENTAIRES FORET - ANCIENS SITES D'HABITATION

Les inventaires en forêt mature (1,53 ha) et sur les anciens sites d'habitation (0,72 ha) ont été réalisés sur des placettes circulaires de 16 m de rayon. Pour chaque ligneux de diamètre supérieur à 5 cm, le nom de l'espèce et les mesures de biomasse (DHP et hauteur) ont été collectés.

## 2.3. ANALYSE DES DONNEES

### 2.3.1. RICHESSE SPECIFIQUE ET DIVERSITE

#### Définition des indicateurs :

**La richesse spécifique** a été évaluée au travers des richesses spécifiques totale et moyenne. La richesse spécifique totale (S) est le nombre total d'espèces que comporte le peuplement étudié. La richesse spécifique moyenne correspond au nombre moyen d'espèces dans les échantillons du peuplement étudié.

**La diversité spécifique** (nombre d'espèces d'un échantillon et abondance des individus au sein de ces espèces) a été évaluée en utilisant l'indice de Shannon-Wiener (H') :

$$(1) H' = - \sum p_i \cdot \ln(p_i)$$

où  $p_i$  est la proportion d'individus de l'espèce  $i$  par rapport au nombre total d'espèces dans le milieu d'étude. L'indice de Shannon a été calculé dans le logiciel R avec la fonction « diversité » du package Vegan (The R Core Team, 2016).

#### Comparaison des différentes catégories :

La richesse spécifique, l'abondance et la diversité des différentes catégories ont été comparées en utilisant une analyse factorielle de variance (ANOVA), suivie par le test HSD de Tukey. L'ANOVA est un test statistique qui permet de comparer les moyennes de plusieurs groupes. Le test HSD de Tukey fait suite à une ANOVA, il compare les groupes deux à deux et permet de savoir quelles sont les paires pour lesquelles les différences sont significatives. Ces analyses ont été réalisées après vérification du respect de la normalité et d'homoscédasticité des données, dans le cas de non-respect de ces conditions un test non paramétrique de Kruskal Wallis a été réalisé (noté KW).

#### Influence des différents facteurs :

L'effet du temps de jachère, du type de sol, de la distance à la forêt mature et du degré de pression anthropique sur la richesse spécifique, l'abondance et la diversité ont été statistiquement testés en utilisant des modèles linéaires à effet mixtes (LMM) avec le numéro de la placette en variable aléatoire. La validité des modèles linéaires a été observée selon la normalité et l'homoscédasticité des valeurs. Tous les modèles ont été calculés en utilisant les packages « lme4 » et « nlme » du logiciel R (Pinheiro et al., 2014; The R Core Team, 2016; Bates et al., 2016) .

Les niveaux de probabilité statistique seront indiqués avec la convention de notation suivante : \*  $p(H_0) < 0,05$  ; \*\*  $p(H_0) < 0,01$  ; \*\*\*  $p(H_0) < 0,001$ .

## 2.3.2. COMPOSITION SPECIFIQUE

### **Représentation graphique des similarités:**

Les méthodes d'ordination permettent de représenter un grand nombre de variables dans un espace de coordonnées de faible dimension, dans lequel les échantillons semblables sont proches et les échantillons dissemblables sont placés loin (Peet, 1980). Une analyse en coordonnées principales (ACoP) a été utilisée pour obtenir une représentation graphique des ressemblances en espèces entre les échantillons (Gower, 1966; Legendre et Legendre, 1998; Chahouki, 2013). L'ACoP est considérée comme bien adaptée lorsque le jeu de données contient de nombreux « double zéro », comme c'est le cas dans les données d'abondance (Legendre et Legendre, 1998). Elle est basée sur la représentation euclidienne d'un ensemble d'objets décrits par des coefficients de similarité (exemple de matrice de similarité en annexe 5). L'avantage est que l'utilisateur peut sélectionner l'indice de similarité le plus approprié pour son jeu de données (Chahouki, 2013). Nous avons choisi d'utiliser l'indice de Bray-Curtis pour les données de jachères (Bray et Curtis, 1957), recommandé par Clarke et Warwick (2001) comme le coefficient de dissemblance le plus approprié pour les études de communautés.

### **Significativité :**

Les effets des différents facteurs et l'arrangement visuel des échantillons sur la représentation de l'ACoP ont été testés avec une PERMANOVA (Anderson, 2001). La PERMANOVA est une analyse de variance non paramétrique, appliquée aux analyses multivariées. Elle réalise un modèle linéaire sur la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis, en calculant la significativité des distances par permutations aléatoires (n=999).

Les ACoP et les PERMANOVA ont été réalisées avec le package «Vegan» du logiciel R (Oksanen, 2015; The R Core Team, 2016).

### **Influence des différents facteurs sur la composition:**

Pour tester l'effet de la zone, du temps de jachère, du type de sol, de la distance à la forêt mature et du degré de pression sur la composition spécifique, un test de Monte-Carlo a été utilisé avec la fonction « envfit » du package « vegan ». Ce test identifie les variables significativement représentées sur les axes de l'ACoP ( $p(H_0) < 0,05$ ) à partir d'un test statistique de randomisation (Oksanen, 2015). Les variables influençant significativement la composition spécifique sont projetées sur l'ordination.

### **Effet de la localisation des placettes :**

L'effet de la localisation des placettes sur la similarité en espèces des échantillons a été évalué par un test de Mantel (Manly, 1986), qui teste l'hypothèse nulle d'absence de relation entre deux matrices de dissemblance. Nous avons estimé la corrélation entre la matrice de dissimilarité en espèces de Bray-Curtis et une matrice géographique (obtenue avec la latitude et longitude de chaque échantillon) afin d'évaluer si les différences dans les compositions d'espèces dépendent de la distance entre les placettes. Les tests de Mantel ont été effectués avec le package "ade4" du logiciel R.

### **Espèces dominantes :**

Fréquemment utilisé dans les études portant sur la forêt de Miombo, l'indice de valeur d'importance (IVI), décrit la composition floristique des forêts et permet de connaître les espèces dominantes (Curtis et McIntosh, 1951). L'équation initiale de Curtis et McIntosh nécessite de connaître le DHP de chaque individu.

Les jeunes stades de régénération ne présentant pas d'individus supérieur à 5 cm de DHP, un indice de valeur d'importance transformé a été calculé en modifiant l'équation de Curtis et McIntosh (Williams-Linera et al., 2005; Syampungani, 2009):

$$(2) \text{IVI} = (\text{Fréquence relative} + \text{densité relative}) / 2$$

Avec :

- Fréquence relative = (fréquence de l'espèce/somme de toutes les fréquences de l'ensemble des espèces) x 100
- Densité relative = ((nombre d'individus de l'espèce/nombre totales des individus de l'ensemble des espèces) x 100

### 2.3.3. COMPARAISON AVEC LA FORET

Seuls les individus de plus de 5 cm de DHP, seront considérés dans cette partie.

#### **Estimateur de richesse spécifique et de diversité :**

L'utilisation d'une aire d'échantillonnage différente entre les placettes de jachères (314 m<sup>2</sup>) et celle de forêt et des sites d'anciennes habitations (village) (804 m<sup>2</sup>) pose un problème en introduisant un biais dans la comparaison de la richesse spécifique et des compositions.

La richesse étant souvent difficile à quantifier avec précision, ceci a conduit au développement de méthodes statistiques pour estimer la richesse en espèces, à partir du jeu de données collectées (Gotelli et Colwell, 2011). L'utilisation d'estimateurs permet aussi de comparer des inventaires ayant des aires d'échantillonnages différentes. Les estimateurs non-paramétriques sont considérés comme les plus efficaces pour estimer la richesse spécifique (Chazdon et al., 1998; Schulz et al., 2009; Gotelli et Colwell, 2011). Nous avons choisi l'estimateur Bootstrap qui est considéré comme moins enclin à surestimer la richesse spécifique en présence d'un nombre important d'espèces représentée par un individu comme cela est fréquent dans les jeunes régénérations post agriculture (Poulin, 1998). Les calculs ont été réalisés avec la fonction « specpool » du package « vegan » dans le logiciel R (The R Core Team, 2016). Un estimateur de l'indice de Shannon a été calculé avec le package « simboot » du logiciel R.

#### **Comparaison des compositions spécifiques :**

La comparaison de la composition spécifique des jachères, des villages et de la forêt, est également compliquée à réaliser en raison des aires d'échantillonnages différentes. Une analyse en coordonnées principale sera utilisée avec un estimateur de l'indice de Jaccard, mis au point par Chao et al. Il permet de comparer des échantillons de taille différente en estimant le nombre d'espèces non observées à partir de celles observées 1 ou 2 fois (Chao et al., 2005).

#### **Espèces dominantes :**

La composition floristique à être étudiée avec l'indice de valeur d'importance (IVI), calculé pour chaque espèce en utilisant l'équation (Curtis et McIntosh, 1951) :

$$(3) \text{IVI} = (\text{Fréquence relative} + \text{aire basale relative} + \text{densité relative}) / 3$$

Avec :

- Dominance relative = (aire basale total d'une espèce/aire basale totale de toutes les espèces) x 100
- Aire basale = (DHP/2)<sup>2</sup> x  $\pi$

## 3. RESULTATS

### 3.1. CARACTERISTIQUES DES INVENTAIRES

**Jachères :** 8 497 individus ont été inventoriés dans les 54 placettes, représentant 118 espèces appartenant à 83 genres et 37 familles. La famille des Fabaceae est la famille dominante avec 29 espèces et 2 628 individus. Les 5 espèces les plus abondantes sont *Margaritaria discoidea* var. *triplosphaera* Radcl.-Sm, *Julbernardia globiflora* (Benth.) Troupin, *Byrsocarpus orientalis* (Baill.) Baker, *Annona senegalensis* Pers. et *Brachystegia boehmii* Taub.. Sur l'ensemble des placettes d'inventaires, les individus issus de graines, de drageon et de souche sont estimés respectivement à 25%, 70%, 5% du total des individus échantillonnés. 35 individus de *Pterocarpus angolensis* DC. (*Umbila*), espèce listée comme quasi menacé dans la Liste Rouge de l'IUCN, et 17 individus de *Swartzia madagascariensis* Desv. (*Pau ferro*) (Synonyme de: *Bobgunnia madagascariensis* (Desv.) J.H.Kirkbr. & Wiersema), espèces surexploitées dans la RNG, ont été inventoriées.

**Sites d'ancienne habitation :** 368 individus de DHP supérieur à 5 cm ont été inventoriés dans les 9 placettes, représentant 66 espèces appartenant à 54 genres et 25 familles. La famille des Fabaceae est également la famille dominante avec 17 espèces et 170 individus. Les 5 espèces inventoriées les plus abondantes sont *Brachystegia spiciformis* Benth., *Annona senegalensis* Pers., *Pericopsis angolensis* (Baker) Meeuwen, *Brachystegia boehmii* Taub. et *Julbernardia globiflora* (Benth.) Troupin.

**Forêt :** 632 individus de DHP supérieur à 5 cm ont été inventoriés dans les 19 placettes, représentant 56 espèces appartenant à 44 genres et 20 familles. La famille des Fabaceae est la famille dominante avec 20 espèces et 340 individus. Les 5 espèces les plus abondantes sont *Brachystegia boehmii* Taub., *Diplorhynchus condylocarpon* (Müll.Arg.) Pichon, *Julbernardia globiflora* (Benth.) Troupin, *Brachystegia spiciformis* Benth., *Pericopsis angolensis* (Baker) Meeuwen. La liste complète des espèces est présentée en annexe 6.

### 3.2. RICHESSE SPECIFIQUE ET DIVERSITE DES JACHERES

#### 3.2.1. COMPARAISON ENTRE LES CATEGORIES DE JACHERES

##### **La richesse spécifique :**

La richesse spécifique moyenne des jachères de l'ensemble de la zone d'étude est comprise entre  $19,8 \pm 6,7$  espèces et  $34,2 \pm 4,7$  espèces. Elle présente des différences significatives entre les catégories (ANOVA:  $df=8$ ,  $F=7,67$ ,  $p(H_0)=2,02e-06$  \*\*\*). Le test de Tukey par paire montre que les différences significatives sont d'avantage **liées au temps de jachère** qu'à la zone et au type de sol (Tableau 2). Cependant, deux profils distincts sont observés entre la zone nord et la zone sud :

- Les jachères de la zone nord ne présentent pas de différences significatives entre les différentes classes d'âge (Tableau 2).

⇒ **Cependant, bien que non-significative, une diminution de la richesse spécifique le long de la chronoséquence est observée.**

- Dans la zone sud, des différences significatives sont visibles entre les classes d'âge et notamment entre les jachères de 3 et 10 ans
- Globalement, les jachères de la zone sud ne présentent pas de richesses spécifiques moyennes significativement différentes entre les deux types de sols, pour des jachères de même âge. Cependant, les jachères de 3 ans et de 5 ans des sols sableux ont une richesse spécifique plus faible que celles des sols sablo-argileux.

⇒ **Une augmentation significative de la richesse spécifique le long de la chronoséquence est observée sur les deux types de sol du sud.**

### Abondance :

L'abondance moyenne des jachères est comprise entre 94,5 ( $\pm 77,5$ ) et 175,2 ( $\pm 49,3$ ) individus. Elle n'est pas significativement différente entre les catégories (ANOVA :  $df=8$  ;  $F=2,45$  ;  $p(H_0)=0,05$ ).

Tableau 2 : Richesse spécifique, diversité et abondance des jachères. Comparaison des moyennes par ANOVA suivit du test de Tukey.

Catégories			RS moyenne	Indice de Shannon	Abondance
Zone	Sol	Age	(n=6)	moyen (n=6)	moyenne (n=6)
Nord	Sol brun	3 ans	28,8 ( $\pm 4,8$ ) <sup>ab</sup>	2,80 ( $\pm 0,25$ ) <sup>abc</sup>	167,7 ( $\pm 64,3$ ) <sup>a</sup>
	sablo-argileux	5 ans	24,2 ( $\pm 5,9$ ) <sup>b</sup>	2,66 ( $\pm 0,33$ ) <sup>bc</sup>	96,8 ( $\pm 41$ ) <sup>a</sup>
		10 ans	19,8 ( $\pm 6,7$ ) <sup>b</sup>	2,46 ( $\pm 0,23$ ) <sup>c</sup>	94,5 ( $\pm 77,5$ ) <sup>a</sup>
Sud	Sol brun	3 ans	25,0 ( $\pm 4,3$ ) <sup>b</sup>	2,71 ( $\pm 0,23$ ) <sup>abc</sup>	131,7 ( $\pm 43,4$ ) <sup>a</sup>
	sablo-argileux	5 ans	34,3 ( $\pm 2,7$ ) <sup>a</sup>	3,03 ( $\pm 0,13$ ) <sup>ab</sup>	175,2 ( $\pm 49,3$ ) <sup>a</sup>
		10 ans	34,2 ( $\pm 2,8$ ) <sup>a</sup>	2,94 ( $\pm 0,21$ ) <sup>ab</sup>	135,8 ( $\pm 26,8$ ) <sup>a</sup>
	Sol blanc-sableux	3 ans	22,7 ( $\pm 3,1$ ) <sup>b</sup>	2,73 ( $\pm 0,14$ ) <sup>abc</sup>	95,0 ( $\pm 24,2$ ) <sup>a</sup>
		5 ans	28,8 ( $\pm 6,3$ ) <sup>ab</sup>	2,77 ( $\pm 0,20$ ) <sup>abc</sup>	133,0 ( $\pm 41,9$ ) <sup>a</sup>
		10 ans	34,2 ( $\pm 4,7$ ) <sup>a</sup>	3,08 ( $\pm 0,16$ ) <sup>a</sup>	145,8 ( $\pm 32,1$ ) <sup>a</sup>

Note:  $\pm$  indique l'écart type des moyennes. n correspond au nombre de mesure. Les moyennes qui ne présentent pas le même indice (a, b, c) sont différentes (Test de Tukey,  $p(H_0) < 0,05$ ).

### Diversité :

La diversité spécifique mesurée avec l'indice de Shannon ( $H'$ ) s'étend de 2,46 à 3,08. Des différences significatives sont observées entre les catégories (ANOVA :  $df=8$ ,  $F=4,61$  ;  $p(H_0)=0,00037^{***}$ ). La comparaison par paire montre que cette différence significative est surtout liée à la différence entre les jachères de 10 ans du nord et celles du sud sur sol blanc sableux (Tableau 2).

⇒ **Par zone et pour le même type de sol, la diversité n'est pas significativement différente entre les différents âges de jachères. Cependant, une augmentation de la diversité le long de la chronoséquence est observée pour les jachères du sud et une diminution pour les jachères du nord.**

## 3.2.2. INFLUENCE DES DIFFERENTS FACTEURS

### Mise en évidence de l'influence du facteur pression:

Parmi les facteurs testés (zone, type de sol, temps de jachère, pression, distance à la forêt mature) avec les modèles linéaires à effets mixtes, les facteurs expliquant le plus les variations de richesse spécifique, de diversité et d'abondance observées sont la **pression anthropique et le temps de jachère**.

⇒ **Les résultats montrent que ce sont les jachères de 3 ans et les jachères à forte pression qui contribuent le plus aux variations observées (Tableau 3).**

Les jachères à fortes pressions sont situées autour de Gilé (ville présentant le nombre d'habitants le plus élevé) au nord de la Réserve, ce qui explique les faibles richesses spécifiques observées dans la zone nord.

### Observation par niveau de pression :

En séparant les jachères caractérisées par une forte pression de celles de faible ou moyenne pression, les modèles linéaires montrent que la richesse spécifique et la diversité sont significativement influencées par le temps de jachère. **Ce sont les jachères de 3 ans qui contribuent le plus aux variations de richesse spécifique et de diversité.**

Les jachères de faible et moyenne pression sont caractérisées par une différence significative de richesse spécifique entre les jachères de 3 ans et celles de 10 ans pour les deux types de sol (Sol SA, Test de Tukey:  $p(H_0) = 0,03^*$  ; Sol S, Test de Tukey:  $p(H_0) = 0,003^{**}$ ) (Figure 6 et Figure 5).

Pour les jachères de fortes pressions la richesse spécifique ne présente pas de différences significatives (ANOVA :  $df=2$  ;  $F=3,71$  ;  $p(H_0)=0,07$ ) (Figure 4).

Tableau 3 : Facteurs explicatifs pour les variations de richesse spécifique, diversité et abondance observées avec des modèles linéaires à effets mixtes. Seuls les résultats significatifs sont présentés.

Données	Variabiles réponses	Facteurs	Statistique t	p(H0)
Ensemble des jachères	Richesse	Temps de jachère 3 ans	-2,27	0,02 *
		Pression forte	-2,55	0,01 *
	Diversité	Pression forte	-2,29	0,03*
Jachères faible et moyenne pression	Abondance	Pression forte	-3,52	0,001 **
	Richesse	Temps de jachère 3 ans	-4,26	0,001**
Diversité		Temps de jachère 3 ans	-2,34	0,02*
Jachères forte pression	Richesse	Temps de jachère 3 ans	3,29	0,01 *
		Temps de jachère 5 ans	2,55	0,04*

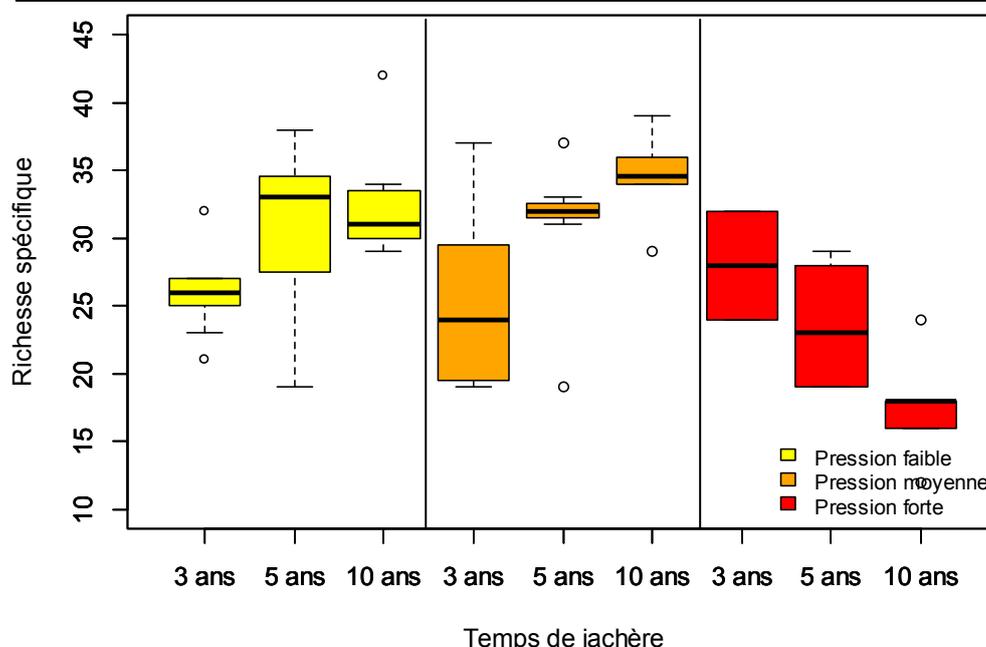


Figure 4 : Richesse spécifique des jachères en fonction de l'âge de la jachère et de la pression anthropique.

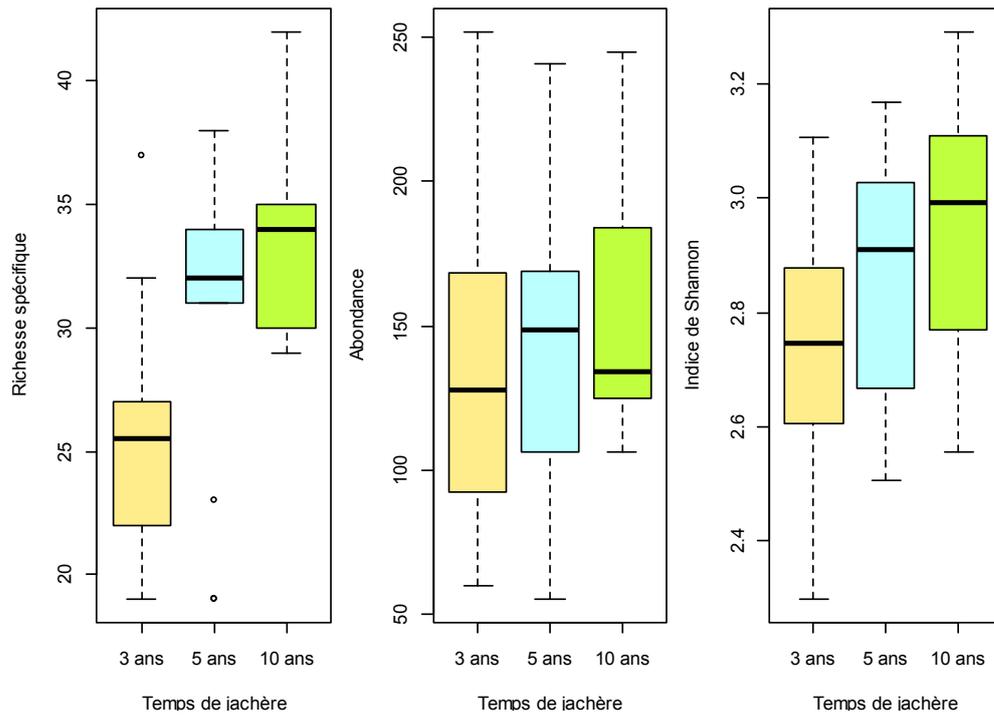


Figure 5 : Richesse spécifique, abondance et diversité en fonction du temps de jachère (jachères de faible et moyenne pression)

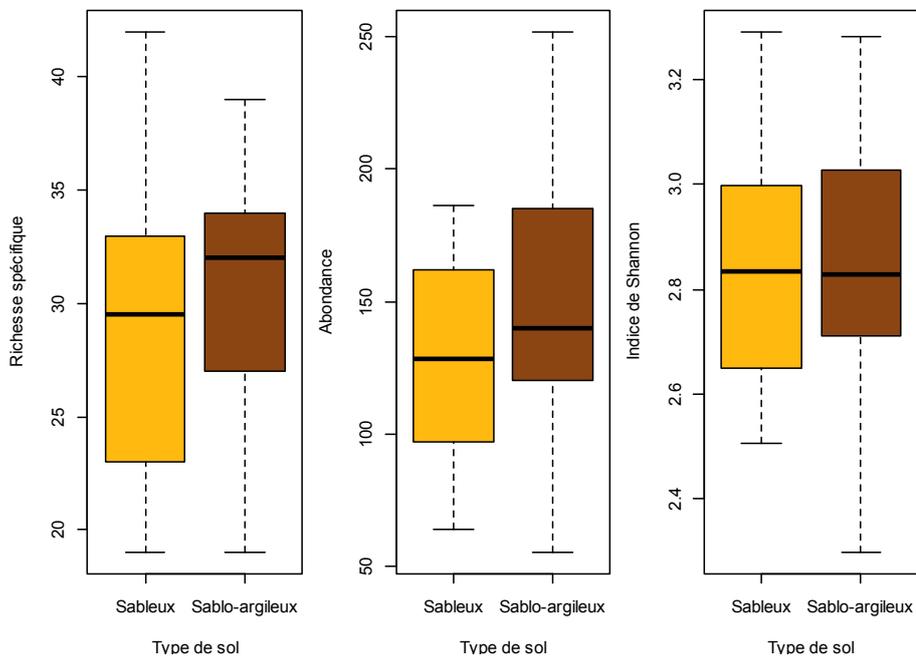


Figure 6 : Richesse spécifique, abondance et diversité en fonction du type de sol (jachères de faible et moyenne pression)

### 3.3. COMPOSITION SPECIFIQUE DES JACHERES

#### 3.3.1. REPRESENTATION GRAPHIQUES DES SIMILARITES

L'analyse des similarités de composition spécifique entre les sites, illustrée par l'ACoP, révèle à première vue peu de différences marquées entre les catégories de jachères (Figure 7). Cependant, un **gradient de pression anthropique et géographique** est observé sur l'axe 1, expliquant 15,3% du changement de composition spécifique entre les catégories.

⇒ Ce gradient de pression anthropique est lié au temps d'exploitation des champs pour la zone du nord et au nombre d'années depuis la mise en repos pour les jachères du sud.

L'axe 2 (10,7 % de l'inertie totale) reflète la variabilité entre les sites, liée au type de sol et à la distance à la forêt mature.

⇒ Le test de Monte Carlo, montre que la pression, la zone, le type de sol et la distance à la forêt mature influence significativement la composition spécifique (Test par permutation,  $p(H_0) < 0,05$ ) (Figure 8).

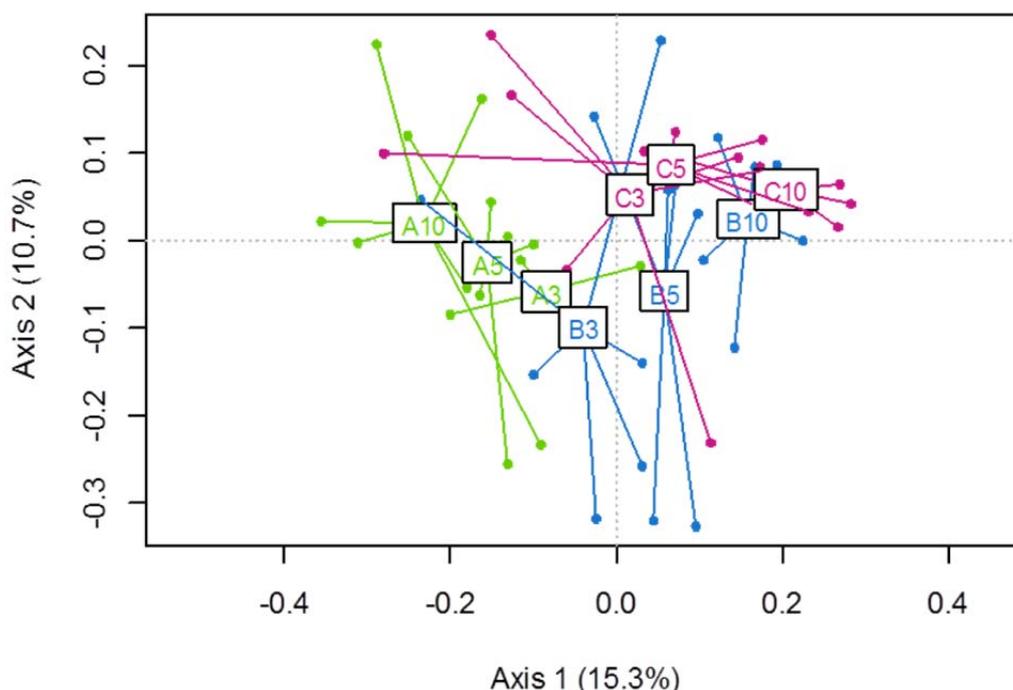


Figure 7 : Représentation graphique des catégories de jachères sur les deux premiers axes de l'ACoP, basée sur la matrice de distance de Bray-Curtis calculée sur les données d'abondances en espèces des 54 sites échantillonnés. A (vert) : Zone nord - sol sablo-argileux, B (bleu) : Zone sud - sol sablo-argileux, C (violet) : Zone sud - sol sableux. Les chiffres correspondent à l'âge de la jachère.

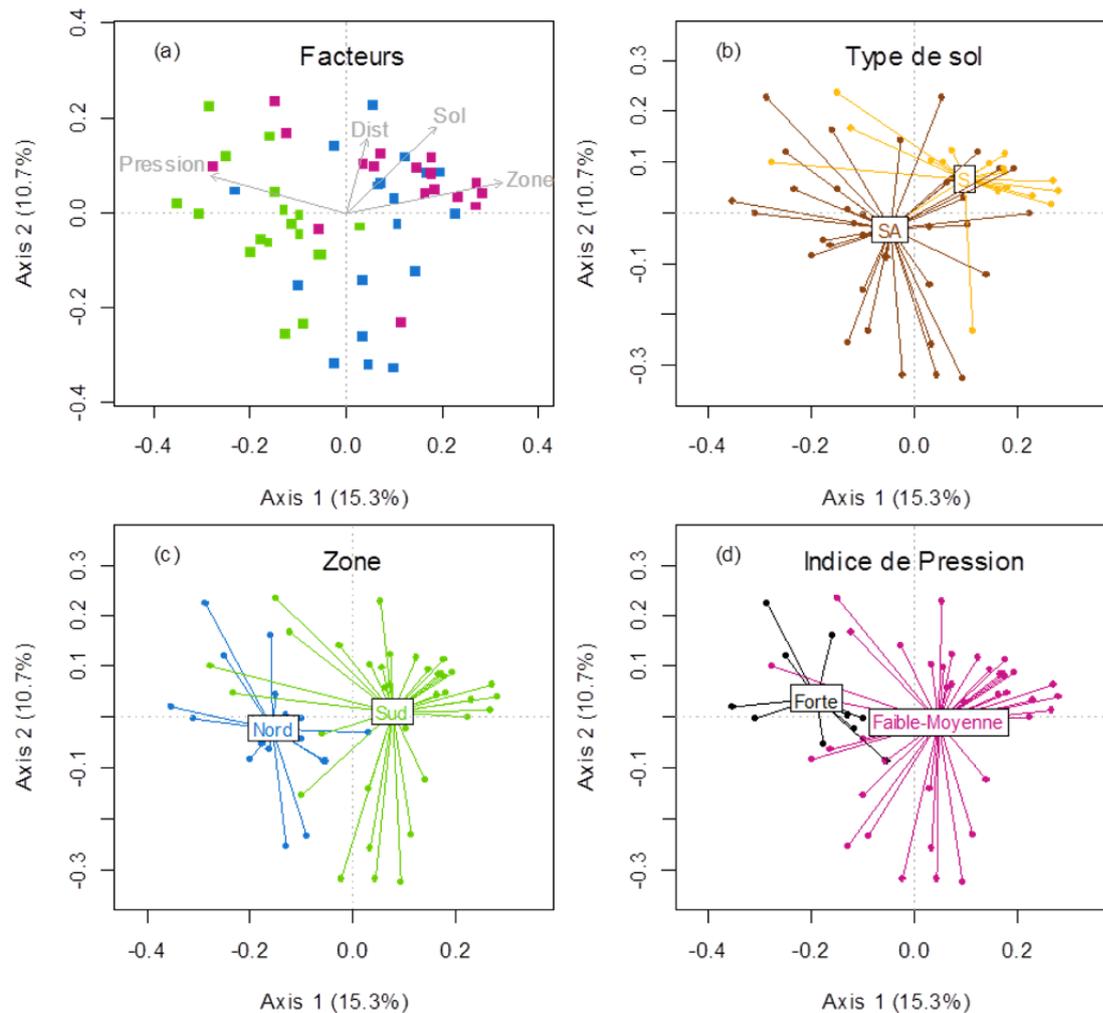


Figure 8 : Représentation graphique des 54 placettes inventoriées sur les deux premiers axes de l'ACoP et des facteurs influençant leur répartition. Les noms des différents facteurs sont placés au centre de gravité des sites liés facteurs. (a) Projection des facteurs influençant significativement les dissimilarités de composition floristique entre les sites ( $p(H_0) < 0.05$ ). Dist : Distance à la forêt mature. (b) Sites liés aux différents types de sol. S : Sol sableux, SA : Sol sablo-argileux. (c) Sites liés au différentes zones, (d) Sites liés au différent niveau de pression.

### Significativité :

Si la représentation graphique révèle peu de variations de composition entre les catégories, la PERMANOVA sur la matrice de dissimilarités montre qu'il existe des **différences significatives de composition spécifique entre les différentes catégories de jachères étudiées** ( $F=2,29$  ;  $R^2=0,28$  ;  $p(H_0) < 0,001^{***}$ ).

⇒ **La comparaison deux à deux, révèle des différences significatives entre toutes les catégories sauf pour certaines jachères intra-zone et pour les jeunes stades de régénération sur l'ensemble des catégories** (Tableau 4).

Les jachères de 10 et de 3 ans du sud sur sol sablo-argileux et du nord présentent une composition significativement différente ( $p(H_0) < 0,05$ ). **Aucune différence significative n'est visible entre les jachères d'âge différent du sud sur sol sableux** (Tableau 4). **La chronoséquence n'est pas assez étendue pour observer des différences significatives de composition entre ces jachères.**

La différenciation des compositions spécifiques entre les deux zones (nord-sud) et entre les deux types de sol est visible sur les jachères de 10 ans. Les jeunes stades de régénération inférieure à 3 ans et autour de 5 ans ont une composition en espèces proches quel que soit la zone ou le type de sol.

⇒ **Les espèces abondantes des jeunes stades semblent donc être relativement les mêmes dans chaque zone, et les compositions spécifiques des jachères par zone ou type de sol se différencient après 10 ans de jachère.**

Tableau 4 : Résultats non-significatifs des comparaisons deux à deux de la PERMANOVA réalisée sur la matrice de Bray-Curtis, issue des données d'abondance des 54 sites.

Zone	Sol	Comparaison	Statistique F	p(H0)	
Nord	Sol brun sablo-argileux	NSA10 - NSA5	1,30	0,167	
		NSA3 - NSA5	0,78	0,796	
Sud	Sol brun sablo-argileux	SSA3 - SSA5	1,60	0,097	
		SS10 - SS3	1,55	0,113	
	Sol blanc-sableux	SS10 - SS5	1,46	0,087	
		SS5 - SS3	0,72	0,761	
	Tout confondus	Sols	SSA3 - SS3	1,07	0,393
			SSA5 - SS3	1,95	0,05
SSA10 - SS3			1,71	0,077	
Toutes zones et sols confondus		NSA5 - SSA3	1,54	0,069	
		NSA5 - SS3	1,61	0,058	

Les abréviations des catégories correspondent à, NSA : nord sol sablo-argileux, SSA : sud sol sablo-argileux, SS : Sud sol sableux. Les chiffres correspondent à l'âge de la jachère.

### 3.3.2. EFFET DE LA LOCALISATION DES PLACETTES :

La proximité géographique des placettes est un facteur pouvant expliquer certaines ressemblances. Pour l'ensemble de la zone, les résultats indiquent que la matrice géographique et la matrice de dissimilarités en espèces sont corrélées positivement ( $R^2=0,36$  ;  $p(H0)=0,001^{**}$ ). C'est-à-dire que de plus faibles différences dans les assemblages d'espèces sont vues entre des placettes géographiquement proches, par rapport à des placettes éloignées. Cependant, le test par zone révèle que les deux matrices ne sont pas corrélées ( $p(H0)>0,05$ ).

⇒ **Le test de Mantel nous montre que sur l'ensemble des placettes, celles appartenant à la même zone ont des compositions plus proches qu'avec les autres placettes, mais qu'intra-zone la proximité des placettes n'induit pas leur ressemblance en termes de composition spécifique.**

## 3.4. COMPARAISON AVEC LA FORET ET LES VILLAGES:

### 3.4.1. RICHESSE SPECIFIQUE, DIVERSITE ET ABONDANCE

Dans cette partie, seuls les individus de plus de 5 cm de DHP sont considérés. Les jachères de 3 ans ne présentant pas d'individus de plus de 5 cm de DHP, ne sont donc pas représentées ici. Les jachères de 10 et de 5 ans de faible pression de la zone nord étant représentées par moins de 3 placettes, ont également été retirées de l'analyse. Les richesses spécifiques estimées, les diversités, abondance moyenne et DHP moyen sont présentés dans le Tableau 5.

#### **Comparaison forêt et sites d'anciennes habitation :**

La richesse spécifique moyenne des forêts est de  $13,26 \pm 3,3$  espèces. Elle est **significativement plus faible que celles des sites d'ancienne habitation** (ANOVA :  $df=3$  ;  $F=4,647$  ;  $p(H_0)=0,0107^*$ ).

La comparaison deux à deux, révèle une **différence significative seulement entre la forêt et les sites d'ancienne habitation du nord** (Test de Tukey:  $p(H_0)=0,028^*$ ), dont la richesse spécifique moyenne est plus élevée ( $19,0 \pm 2,64$ ). Les richesses moyennes des sites du sud sur sol sablo-argileux et sur sol sableux sont respectivement  $13,3 \pm 2,08$  et  $18,0 \pm 1,7$  et ne sont pas significativement différents de la forêt.

#### **Les jachères:**

La richesse spécifique moyenne de l'ensemble des jachères de 5 ans (Sud sol sablo-argileux  $5,8 \pm 3,6$  ; sud sol sableux  $3,3 \pm 1,6$  ; nord  $3,0 \pm 2,2$ ) et celles de 10 ans du nord ( $4,0 \pm 1,8$ ) ne sont pas significativement différentes.

Les jachères de 10 ans du sud présentent une richesse significativement différente des jachères de 5 ans, mais non significativement différentes entre les différents sols (sol sablo-argileux :  $12,2 \pm 3,9$  ; sol sableux de  $11 \pm 3,7$ ).

#### **Comparaison de l'ensemble des catégories:**

L'estimateur de richesse spécifique boostarp est calculé avec l'ensemble des échantillons par catégorie, la réalisation d'analyse de variance n'est donc pas possible. Bien que la significativité ne soit pas mesurable, nous observons des différences de richesse spécifique, entre les jachères de 5 ans et les jachères plus anciennes (Tableau 5). Les jachères de 10 ans et les anciens sites d'habitation ont une richesse spécifique proche et un peu plus faible que celle de la forêt (56 espèces).

Les richesses spécifiques observées pour les jachères de 5 ans, 10 ans, des sites d'anciennes habitations et de la forêt représentent respectivement 79%, 83%, 82% et 90% des richesses spécifiques estimées par la méthode bootstrap. Les différences de richesses entre les catégories constatées avec l'estimateur sont les mêmes que les différences de richesse observées.

La diversité moyenne calculée avec l'estimateur de Shannon est comprise entre 1,19 et 2,84. La diversité de la forêt n'est pas significativement différente des autres catégories sauf des sites anciennes habitations de la zone sud, présentant une diversité plus élevée (Tableau 5).

Tableau 5 : Richesse spécifique estimée, estimateur de Shannon, abondance et moyenne des DHP

Catégories		RS cum.	Estimateur Bootstrap	Moyenne des Estimateur de Shannon	Abondance moyenne (ha)	DHP moyen
Zone	Age					
Nord, Sol brun sablo-argileux	5 ans	10	12,60	1,19 ( $\pm 0.97$ ) <sup>e</sup>	103,5 ( $\pm 70,6$ ) <sup>e</sup>	6,25 ( $\pm 0,87$ ) <sup>b</sup>
	10 ans	15	19,03	1,58 ( $\pm 0.68$ ) <sup>de</sup>	165,6 ( $\pm 72,6$ ) <sup>e</sup>	7,11 ( $\pm 2,61$ ) <sup>b</sup>
	Ancien village	43	52,56	3,01 ( $\pm 0.17$ ) <sup>ab</sup>	472,7 ( $\pm 64,6$ ) <sup>abc</sup>	16,51 ( $\pm 11,4$ ) <sup>a</sup>
Sud, sol brun sablo-argileux	5 ans	21	26,25	1,61 ( $\pm 0.75$ ) <sup>de</sup>	350,3 ( $\pm 241,5$ ) <sup>bc</sup>	6,01 ( $\pm 0,77$ ) <sup>b</sup>
	10 ans	36	42,19	2,31 ( $\pm 0.54$ ) <sup>c</sup>	928,9 ( $\pm 432,7$ ) <sup>a</sup>	9,42 ( $\pm 4,63$ ) <sup>b</sup>
	Ancien village	30	36,74	2,31 ( $\pm 0.31$ ) <sup>bc</sup>	410,5 ( $\pm 57,0$ ) <sup>bc</sup>	18,51 ( $\pm 13,06$ ) <sup>a</sup>
Sud, sol blanc-sableux	5 ans	16	20,37	1,21 ( $\pm 0.66$ ) <sup>e</sup>	212,3 ( $\pm 93,8$ ) <sup>d</sup>	6,29 ( $\pm 1,09$ ) <sup>b</sup>
	10 ans	35	42,03	2,38 ( $\pm 0.45$ ) <sup>bc</sup>	700,7 ( $\pm 263,4$ ) <sup>ab</sup>	8,55 ( $\pm 4,09$ ) <sup>b</sup>
	Ancien village	36	43,11	2,84 ( $\pm 0.29$ ) <sup>ab</sup>	634,4 ( $\pm 452,5$ ) <sup>abc</sup>	14,89 ( $\pm 8,90$ ) <sup>a</sup>
Forêt		56	62,41	2,52 ( $\pm 0,30$ ) <sup>bc</sup>	413,8 ( $\pm 141,5$ ) <sup>c</sup>	17,95 ( $\pm 12,2$ ) <sup>a</sup>

Note :  $\pm$  indique l'écart type des moyennes. Les moyennes qui ne présentent pas le même indice (a, b, c) sont différentes (Test de Tukey,  $p(H_0) < 0,05$ ). RS cum : Richesse spécifique cumulée.

Le DHP moyen des individus des ne présentent pas de différence avec les individus de la forêt ( $p(H_0) > 0,05$ ). Les DHP moyens des jachères de 5 ans et 10 ans sont, quant à eux, significativement différents de celui des sites d'anciennes habitations et de la forêt (Tableau 5).

⇒ **La structure des sites d'anciennes habitations des forêts est similaire en termes de DHP.**

### 3.4.2. COMPOSITION SPECIFIQUE

#### Comparaison des compositions spécifiques :

L'analyse des similarités de composition spécifique entre les sites, illustrée par l'ACoP, révèle une **différence de composition spécifique entre la forêt et les jachères**. Les **sites d'anciennes habitations ont, quant à eux, une composition spécifique intermédiaire** (Figure 9).

⇒ L'axe 1 estime que 15,3% du changement de composition spécifique est associé à un gradient d'usage du sol avec d'un côté les jachères post-agriculture et de l'autre la forêt.

L'axe 2 (7,9 % de l'inertie totale) est lié aux variations des sites et ne permet pas de différencier les catégories. **Les jachères et les sites d'anciens villages ont des compositions spécifiques plus hétérogènes que les forêts.**

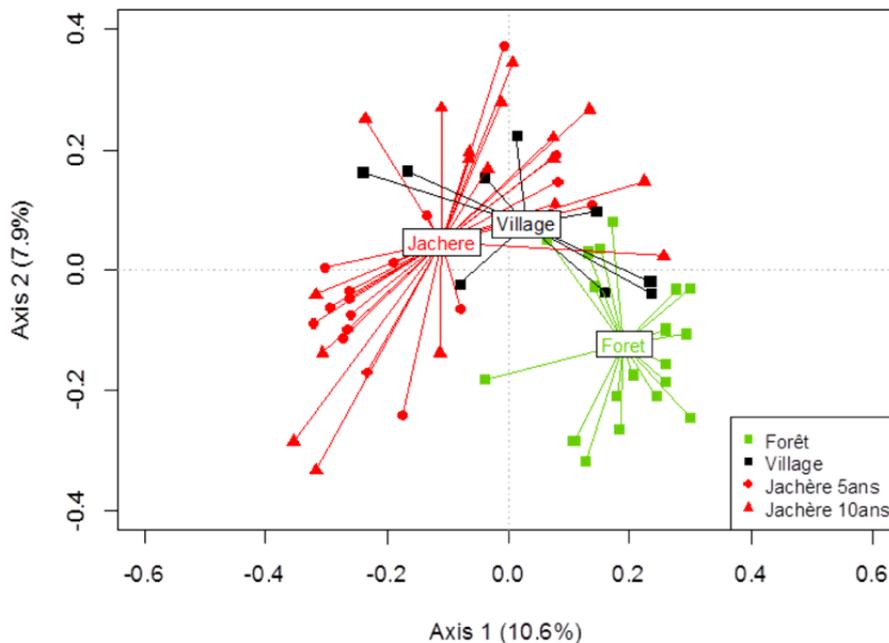


Figure 9 : Représentation graphique des placettes de jachères, forêts et anciens sites d'habitation sur les deux premiers axes de l'ACoP basée sur la matrice de distance de Bray-Curtis calculée sur les données d'abondance en espèces de chaque site.

**La PERMANOVA sur la matrice de dissimilarité montre qu'il existe des différences significatives de composition spécifique entre les jachères, les anciens villages et la forêt ( $F=2,69$  ;  $R^2=0,12$  ;  $p(H_0) < 0,001^{***}$ ).**

Cependant, la comparaison deux à deux montre, que la composition spécifique de la forêt est significativement différente seulement de celles des anciens villages du sud sur sol sablo-argileux. La composition spécifique des anciens villages et des jachères de 10 ans ne sont pas significativement différentes, il en est de même pour les jachères de 10 et de 5 ans (Tableau 6).

Tableau 6 : Résultats des comparaisons deux à deux de la PERMANOVA réalisée sur la matrice de Bray-Curtis, issue des données d'abondance des individus supérieurs à 5 cm de DHP. Significativité : \*  $p(H_0) < 0,05$  ; \*\*  $p(H_0) < 0,01$  ; \*\*\*  $p(H_0) < 0,001$ .

Comparaison	Statistique F	p(H0)
Forêt - Village	3,44	0,001**
Forêt - Jachère 10 ans	5,52	0,001**
Forêt - Jachère 5 ans	4,61	0,001**
Village - Jachère 10 ans	1,50	0,138
Village - Jachère 5 ans	2,74	0,001**
Jachère 10 - Jachère 05	1,61	0,052
Forêt - Village NSA	1,82	0,092
Forêt - Village SSA	3,08	0,006**
Forêt - Village S	1,36	0,249

Les abréviations des catégories correspondent à, NSA : nord sol sablo-argileux, SSA : sud sol sablo-argileux, SS : sud sol sableux.

### 3.4.3. LES ESPECES DOMINANTES

#### Forêt :

L'indice de valeur d'importance (IVI), calculé avec l'équation de Curtis et McIntoch (1951), nous renseigne sur les espèces dominantes de la forêt. Elles sont listées dans le Tableau 7, en ordre décroissant d'importance. Les espèces sont dominantes en termes de fréquence, densité et d'aire basale.

Les 3 espèces les plus dominantes, *Brachystegia boehmii* Taub., *Brachystegia spiciformis* Benth. et *Julbernardia globiflora* (Benth.) Troupin, sont les espèces typiques du Miombo sec (Timberlake et Chidumayo, 2011).

Tableau 7 : Les 10 espèces dominantes de la forêt, obtenues avec l'IVI

Ordre IVI	Espèces
1	<i>Brachystegia boehmii</i>
2	<i>Brachystegia spiciformis</i>
3	<i>Julbernardia globiflora</i>
4	<i>Diplorhynchus condylocarpon</i>
5	<i>Pterocarpus angolensis</i>
6	<i>Annona senegalensis</i>
7	<i>Dalbergia nitidula</i>
8	<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i>
9	<i>Burkea africana</i>
10	<i>Combretum zeyheri</i>

### **IVI transformé pour les individus inférieurs à 5 cm de DHP:**

Les espèces sont ici dominantes en termes de densité et de fréquence.

**L'IVI montre que les espèces dominantes de la forêt mature de Miombo, du genre *Brachystegia* et *Julbernardia* se retrouvent parmi les espèces dominantes de toutes les catégories de jachères, même dans les jeunes régénérations (Tableau 8).**

L'espèce *Margaritaria discoidea* var. *triplosphaera* Radcl.-Sm, une espèce héliophile, affectionnant les milieux perturbés est présente dans la liste des espèces dominantes d'une grande partie des jachères de la zone d'étude.

Les jeunes régénérations de 3-5 ans sont dominées par des espèces pionnières tolérantes au feu (*Erythrophleum africanum* (Welw. ex Benth.) Harms, *Annona senegalensis* Pers, *Strychnos madagascariensis* Poir., *Rourea orientalis* (Baill.) Baker) ainsi que par des espèces fréquentes en brousse secondaire (*Hymenocardia acida* Tul., *Xylopia aethiopica* (Dunal) A.Rich.) (Carrière, 1994; Smith et Allen, 2004).

Les jachères de 10 ans du sud et du nord à faible pression, sont caractérisées par des espèces qualifiées d'ubiquistes (présentes dans de très nombreux habitats) tel que *Millettia stuhlmannii* Taub., *Brachystegia* spp, *Julbernardia globiflora* (Benth.) Troupin, *Terminalia sericea* Burch. ex DC. (Smith et Allen, 2004). Les jachères du nord à forte pression ne présentent qu'une seule espèce dominante de la forêt mature. Elles sont caractérisées par la dominance d'espèces pionnières, dont le taux de drageonnages est élevé (*Annona senegalensis* Pers, *Catunaregam obovata* (Hochst.) A.E. Gonç.) (Bellefontaine, 2005).

Les espèces dominantes du sud sur les deux types de sols sont les mêmes à l'exception d'une: *Combretum zeyheri* Sond., pour les sols sablo-argileux et *Brachystegia spiciformis* Benth. pour les sols sableux. Cependant, les espèces dominantes des deux zones diffèrent dans leur fréquence et densité. Les jachères sur sol sablo-argileux sont dominées par *Margaritaria discoidea* var. *triplosphaera* Radcl.-Sm qui représente 14% des individus de l'ensemble des jachères. Les sols sableux sont dominés par *Millettia stuhlmannii* Taub. qui représente 11% des individus de l'ensemble des jachères de cette catégorie.

### **IVI pour les individus supérieurs à 5 cm de DHP :**

Les espèces sont ici dominantes en termes de densité, de fréquence et d'aire basale. Les espèces dominantes de plus de 5 cm de DHP changent au cours de la chronoséquence (Tableau 9). La proportion des espèces dominantes de la forêt augmentent avec l'âge de la jachère.

Les jachères du nord sont caractérisées par la présence de *Terminalia sericea* Burch. ex DC., une espèce pouvant dominer dans certaines régions de Miombo (Smith et Allen, 2004) . Les jachères du sud sont dominées par *Millettia stuhlmannii* Taub. et *Combretum Zeyheri* Sond..

Les sites d'anciens villages du nord et de la zone sud sur sol sableux sont dominés par les espèces clés de la forêt mature du genre *Brachystegia* et *Julbernardia*. Les anciens sites d'habitations de la zone sud sur sol sablo-argileux sont dominés par des espèces résistantes au feu et héliophiles (*Albizia versicolor* Welw. ex Oliv., *Strychnos* spp.) caractéristiques des forêts en formation à canopée encore ouverte (Kalaba et al., 2013; Seleck et al., 2013). Cette composition différente des autres sites montre qu'ils ont subi une perturbation plus grande.

Tableau 8: Les 5 espèces dominantes des différentes catégories de jachères obtenues avec l'IVI transformé (DHP &lt; 5 cm).

Zone	Age de la jachère		
	3 ans	5 ans	10 ans
Nord forte pression	1 <i>Erythrophleum africanum</i>	<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	<i>Hymenocardia acida</i>
	2 <b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	<i>Hymenocardia acida</i>	<i>Catunaregam obovata</i>
	3 <i>Margaritaria discoidea</i> var. <i>tri.</i>	<b><i>Brachystegia spiciformis</i></b>	<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>
	4 <i>Annona senegalensis</i>	<i>Hugonia orientalis</i>	<i>Annona senegalensis</i>
	5 <i>Brackenridgea zanguebarica</i>	<i>Margaritaria discoidea</i> var. <i>tri.</i>	<i>Terminalia sericea</i>
Nord faible pression	1 <b><i>Combretum zeyheri</i></b>	<i>Rourea orientalis</i>	<b><i>Brachystegia bussei</i></b>
	2 <b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	<i>Balanites cf maughamii</i>	<b><i>Brachystegia boehmii</i></b>
	3 <b><i>Brachystegia spiciformis</i></b>	<i>Hymenocardia acida</i>	<i>Terminalia sericea</i>
	4 <i>Strychnos madagascariensis</i>	<i>Annona senegalensis</i>	<i>Strychnos madagascariensis</i>
	5 <i>Margaritaria discoidea</i> var. <i>tri.</i>	<b><i>Brachystegia bussei</i></b>	<i>Rourea orientalis</i>
Sud sol sablo-argileux	1 <i>Margaritaria discoidea</i> var. <i>tri.</i>	<i>Xylopia aethiopica</i>	<i>Margaritaria discoidea</i> var. <i>tri.</i>
	2 <i>Strychnos madagascariensis</i>	<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	<b><i>Combretum zeyheri</i></b>
	3 <b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	<i>Rourea orientalis</i>	<i>Millettia stuhlmannii</i>
	4 <b><i>Brachystegia boehmii</i></b>	<i>Hugonia orientalis</i>	<i>Margaritaria discoidea</i>
	5 <i>Stereospermum kunthianum</i>	<i>Millettia stuhlmannii</i>	<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>
Sud sol sableux	1 <i>Annona senegalensis</i>	<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	<i>Millettia stuhlmannii</i>
	2 <i>Brackenridgea zanguebarica</i>	<i>Margaritaria discoidea</i> var. <i>dis.</i>	<i>Margaritaria discoidea</i> var. <i>tri.</i>
	3 <i>Rourea orientalis</i>	<i>Hymenocardia acida</i>	<i>Margaritaria discoidea</i>
	4 <b><i>Brachystegia boehmii</i></b>	<i>Millettia stuhlmannii</i>	<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>
	5 <i>Margaritaria discoidea</i>	<i>Rourea orientalis</i>	<b><i>Brachystegia spiciformis</i></b>

Tableau 9 : Les 5 espèces dominantes des différentes catégories de jachères, obtenues avec l'IVI (DHP &gt; 5 cm).

Zone	5 ans	10 ans	Village
Nord forte pression	1 <b><i>Brachystegia spiciformis</i></b>	<b><i>Annona senegalensis</i></b>	
	2 <i>Terminalia sericea</i>	<i>Terminalia sericea</i>	
	3 <i>Ozoroa obovata</i>	<b><i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i></b>	
	4 <i>Swartzia madagascariensis</i>	<i>Acacia nilotica</i>	
	5 <i>Strychnos spinosa</i>	<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	<b><i>Brachystegia spiciformis</i></b> <b><i>Brachystegia boehmii</i></b>
Nord faible pression	1 <i>Balanites cf maughamii</i>	<i>Terminalia sericea</i>	<i>Albizia versicolor</i>
	2 <i>Sclerocarya birrea</i>	<i>cf Philenoptera violacea</i>	<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>
	3 <i>Cassia petersiana</i>	<i>Pterocarpus rotundifolius</i>	<i>Pericopsis angolensis</i>
	4 -	<b><i>Pterocarpus angolensis</i></b>	
	5 -	<i>Commiphora africana</i>	
Sud sol sablo-argileux	1 <i>Combretum adenogonium</i>	<b><i>Combretum zeyheri</i></b>	<b><i>Pterocarpus angolensis</i></b>
	2 <b><i>Diplorhynchus condylocarpon</i></b>	<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	<b><i>Annona senegalensis</i></b>
	3 <i>Millettia stuhlmannii</i>	<i>Strychnos madagascariensis</i>	<i>Albizia versicolor</i>
	4 <i>Sterculia quinqueloba</i>	<i>Millettia stuhlmannii</i>	<i>Strychnos madagascariensis</i>
	5 <b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	<b><i>Annona senegalensis</i></b>	<i>Strychnos spinosa</i>
Sud sol sableux	1 <b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	<b><i>Brachystegia spiciformis</i></b>	<b><i>Brachystegia spiciformis</i></b>
	2 <i>Bauhinia petersiana</i>	<i>Albizia versicolor</i>	<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>
	3 <i>Millettia stuhlmannii</i>	<b><i>Julbernardia globiflora</i></b>	<i>Pteleopsis myrtifolia</i>
	4 <b><i>Combretum zeyheri</i></b>	<i>Millettia stuhlmannii</i>	<b><i>Brachystegia boehmii</i></b>
	5 <i>Erythrophleum africanum</i>	<b><i>Combretum zeyheri</i></b>	<b><i>Pterocarpus angolensis</i></b>



## 4. DISCUSSION

### 4.1. RICHESSE SPECIFIQUE ET DIVERSITE DES JACHERES

Les inventaires de l'ensemble des jachères post-agriculture ont permis d'enregistrer au total 118 espèces ligneuses, sur les 1,69 ha inventoriés. Bien que difficilement comparable au nombre d'espèces enregistrées en forêt, en raison de techniques d'inventaires différentes (en forêt seulement les individus supérieurs à 5 cm de DHP, ont été enregistrés), ce nombre reste cependant plus élevé. En effet, 88 espèces ont été enregistrées en forêt sur 1,53 ha. La présence de peu d'individus inférieurs à 5 cm de DHP en forêt, observée sur le terrain, confirme également l'existence d'une richesse spécifique élevée dans les jachères. Les jachères inventoriées se caractérisent par une richesse spécifique moyenne, comprise entre  $19,8 \pm 6,7$  et  $34,2 \pm 4,7$  espèces et un indice de diversité de Shannon élevé, compris entre 2,46 et 3,08 (Tableau 2). En accord avec les études précédentes, ces observations montrent que le Miombo dans la zone d'étude, présente une forte capacité de régénération après perturbation liée à l'agriculture sur brûlis (Williams et al., 2008; Chinuwo et al., 2010; Kalaba et al., 2013; Shirima et al., 2015).

Après perturbation, la végétation peut se reconstituer à partir de la banque de graines du sol, du matériel végétatif déjà existant (tige, souche, drageon, racine) ayant été peu impactée par le feu, ou de graines extérieures issues de semenciers proches (Floret et Pontanier, 2001; Timberlake et Chidumayo, 2011). Les individus déjà en place ont généralement plus de succès pour s'installer. La capacité d'une espèce à se reproduire végétativement dépend de plusieurs facteurs et notamment du type de forêt, de l'âge de l'arbre, de sa taille, des précipitations, du passage du feu (Faye, 2000; Luoga et al., 2004). Plusieurs études montrent que les formations de Miombo se régénèrent principalement à travers la repousse du taillis et des drageons plutôt que par les semences (Backéus et al., 2006; Chidumayo, 2013; Chirwa, 2014).

Les fortes richesses spécifiques observées ici, dans les stades de régénération très jeunes ont également été observées dans d'autres études (Syampungani, 2009). Elles sont en partie dues à la germination des graines des espèces forestières héliophiles à longue conservation et à germination étalée dans le temps. L'ouverture du milieu créé, des conditions propices à leur développement (De Rouw, 1993). Par la suite, d'autres espèces issues des souches, drageons et racines déjà existantes ayant résistées aux sarclages et au feu, vont s'installer (Floret et Pontanier, 2001). La conservation des semences et du matériel végétatif est liée à la pression sur les milieux. Le potentiel semencier et végétatif sera d'autant plus faible que la perturbation sera forte. C'est le cas des jachères autour de Gilé, où des cycles et des feux répétés, entraîne une forte diminution de la richesse et de la diversité spécifique.

La richesse spécifique moyenne et la diversité diffèrent en fonction de l'âge de la jachère (Tableau 2). Dans les jachères de la zone sud des deux types de sols, on assiste à une augmentation de la richesse spécifique moyenne et de la diversité le long de la chronoséquence avec peu de différences entre les jachères de 5 et 10 ans. Ceci rejoint les études, sur les jachères en Afrique qui ont montré une augmentation de la richesse spécifique et de la diversité dans les premiers stades de la régénération puis une diminution (Floret et Pontanier, 2001). Ici, la chronoséquence n'est pas continue mais on observe une diminution de la richesse spécifique dans les jachères de 30 à 40 ans. Cette diminution a été observée dans d'autres études sur le Miombo et notamment par William

et al. (2008) au Mozambique, qui ont observé une chute de la richesse spécifique après 20 ans de jachère. Ce phénomène peut être expliqué par la théorie de la perturbation intermédiaire qui postule qu'un milieu atteint un maximum en espèces lorsqu'il est soumis à un régime de perturbation de fréquence et d'intensité moyenne et que lorsqu'il arrive à saturation la richesse spécifique diminue (Connell, 1978). Le type de sol, quant à lui, ne ressort pas comme un facteur influençant la richesse spécifique au contraire de ce qui a pu être montré dans d'autres études (Floret et Pontanier, 2001).

Les différences observées entre les deux zones (nord et sud), sont, à première vue, peu évidentes à interpréter en raison des faibles variations d'altitude, de pluviométrie et de pédologie avec la zone sud sur sol sablo-argileux. Cependant, il est à noter, que des éléphants sont présents dans la zone sud-est de la Réserve (Bonde & Desfontaines, document en préparation) et que plusieurs inventaires ont été réalisés dans des jachères abandonnées à la suite de conflits avec les éléphants. C'est une petite population mais ils peuvent avoir un impact sur la structure et la composition spécifique de la végétation, par la consommation préférentielle de certaines espèces ou par la digestion des graines qui peut induire des facilitations ou des inhibitions de la germination (Ribeiro et al., 2008; Mapaure et Moe, 2009). La prise en compte de ces deux zones a permis également de mettre en avant les faibles richesses spécifiques et diversité observées dans les jachères proche de la ville de Gilé. En effet, la ville de Gilé représente un lieu de pression plus forte avec une population plus nombreuse et une installation plus ancienne. Les faibles richesses spécifiques observées dans les jachères de 10 ans, peuvent être attribuées aux périodes de culture de longues durées et également aux feux qui vont acidifier le sol et réduire le potentiel germinatif de certaines graines. De plus, les sarclages et les feux répétés vont épuiser les souches et rejets de ligneux entraînant un envahissement par les herbes (De Rouw, 1993).

## 4.2. COMPOSITION SPECIFIQUE DES JACHERES

Un ensemble de facteurs tel que le climat, le sol, la géologie peuvent influencer la composition spécifique (Banda et al., 2006). Plusieurs études ont montré que le climat est le premier facteur influençant la composition spécifique, suivit par le substrat édaphique (Floret et Pontanier, 2001).

Nos résultats montrent que la composition spécifique est influencée par une combinaison de facteurs incluant l'âge de la jachère, le type de sol (sablo-argileux, sableux), la zone et la pression exercée sur le milieu (Figure 9). Si le type de sol influence peu la richesse spécifique, il engendre des compositions spécifiques différentes. Les différences de compositions entre les deux types de sols et les deux zones sont peu marquées dans les jeunes stades de régénération de moins de 5 ans et augmentent par la suite au cours de la succession végétale. Les espèces pionnières, possédant la capacité de régénérer dans des sols appauvris par les cultures et colonisant les jeunes stades, semblent être les mêmes sur l'ensemble de la zone. La présence de l'espèce héliophile *Margaritaria discoidea* var. *triplosphaera* Radcl.-Sm, se retrouvant dans les espèces dominantes de l'ensemble des zones, peut être notée (Tableau 8).

Peu d'études sur les premiers stades de régénération existent (Stromgaard, 1986; Syampungani, 2009). La plupart des études se concentrent sur les individus au DHP supérieur à 5 cm ou de plus de 2 m de haut, il existe donc peu d'information sur les espèces pionnières du Miombo.

L'évolution des espèces le long de la chronoséquence est fortement liée au feu. La succession végétale est marquée, dans les jeunes stades, par des espèces héliophiles et tolérantes au feu telles que *Strychnos madagascariensis* Poir., *Rourea orientalis* (Baill.) Baker et *Erythrophloeum africanum* (Welw. ex Benth.) Harms (Carrière, 1994; Smith et Allen, 2004) (

Tableau 8 8). Par la suite s'installent des espèces ubiquistes, telles que *Millettia stuhlmannii* Taub., *Brachystegia spp* et *Julbernardia globiflora* (Benth.) Troupin (Smith et Allen, 2004).

Les jachères autour de la ville de Gilé, marquées par une pression anthropique plus forte, sont caractérisées par des espèces dont le taux de drageonnage est élevé (*Annona senegalensis* Pers, *Catunaregam obovata* (Hochst.) A.E. Gonç.). Ces espèces présentent une capacité plus grande pour résister aux perturbations et coloniser le milieu (Bellefontaine, 2005). En effet, une forte capacité de drageonnage va permettre à la plante de s'installer dans des milieux fortement perturbés où la germination des graines est difficile ou plus possible (Bellefontaine, 2005).

Il existe peu d'études sur l'affinité des espèces du Miombo aux différents types de sols. Ici, les deux types de sols sont des sols pauvres et sont marqués par la présence d'une forte proportion de sable. La distinction entre les deux types de formation est donc difficile à observer parmi les espèces dominantes. L'étude des espèces dominantes est peut-être trop limitant pour pouvoir observer les dissimilarités. Les sols de la forêt de Miombo sont généralement des sols carencés en phosphore, ce qui peut expliquer la dominance de certaines espèces réalisant des ectomycorhizes telles que *Brachystegia spp* et *Julbernardia globiflora* (Benth.) Troupin, permettant à ces espèces d'exploiter le phosphore du sol de façon plus efficiente (Högberg, 1982).

Les résultats montrent que la localisation des jachères entre elles et par rapport à la forêt mature, présente peu d'influence. Les jachères proches, géographiquement, ne présentent pas de composition spécifique plus proche qu'avec les jachères plus éloignées, ce qui met en avant l'influence de l'âge de la jachère mais également de facteurs n'ayant pas été mesurés ou difficilement quantifiable dans nos données (influence du feu et de la faune). Le voisinage de la forêt, induit la proximité avec des semenciers potentiels et ainsi une richesse spécifique plus élevée et une composition spécifique plus proche de celle de la forêt. Une des raisons pour lesquelles la distance à la forêt n'apparaît pas comme un facteur influençant la composition est que les jachères inventoriées ne présentent pas un gradient d'éloignement très marqué. Plusieurs répliques d'un transect s'éloignant de la limite de la Réserve aurait permis d'étudier plus en détail ce facteur.

### 4.3. COMPARAISON DE LA COMPOSITION AVEC LA FORET ET LES ANCIENS SITES D'HABITATION

Les jachères de 10 ans ne semblent pas avoir une composition spécifique plus proche des forêts que les jachères de 5 ans (Figure 9). Le turn-over des espèces pour atteindre une composition spécifique proche de la forêt est long et d'autant plus important que la perturbation est forte.

En accord avec Kalaba et al. (2013) et contrairement à William et al. (2008) et Stromgaard (1986), ici, les espèces dominantes de la forêt mature de Miombo (*Brachystegia spiciformis* Benth., *Brachystegia boehmii* Taub., *Julbernardia globiflora* (Benth.) Troupin) (Tableau 7) sont présentes dans tous les stades de régénération (Tableau 8).

Ces résultats sont principalement dus au niveau de perturbation différent entre les zones d'études. La perturbation du milieu dans notre zone d'étude est encore assez faible en raison de la proximité à la Réserve et du départ des populations pendant plusieurs années. Jew et al (2016) ont montré que les espèces dominantes du Miombo sont présentes dans les zones à faible perturbation et remplacées par d'autres espèces dans les zones à forte pression.

La zone de Gilé représente une zone de forte pression, les jachères présentent une plus faible présence d'espèces dominantes du Miombo et une dominance de Combretacées tel que *Terminalia sericea* Burch. ex DC. et *Combretum spp.*, des espèces caractéristiques des milieux perturbés.

La diversité moyenne des forêts, obtenue avec l'indice de Shannon-Weiner est de 2,52, ce qui montre une diversité plutôt forte de la forêt de Miombo (Tableau 5). Une valeur d'indice de Shannon supérieur à 2 indique une diversité moyenne à haute (Bardour et al., 1987). Nos résultats sont intermédiaires entre ceux obtenus par William et al. (2008), dans la province de Sofala au Mozambique ( $H'$  : 1,9) et Kalaba et al. (2013) en Zambie ( $H'$  : 2,8). Les différences de diversité et de richesse sont principalement dues aux différences de pluviométrie entre les zones d'études. L'étude de Kalaba et al. (2013) a été réalisée dans une zone de Miombo humide à pluviométrie moyenne de 1200 mm / an et l'étude de William et al. (2008) dans une zone de Miombo sec caractérisée par une pluviométrie moyenne plus faible, de 680 mm/an.

Les sites d'anciens villages du nord et du sud sur sol sableux présentent (i) une richesse spécifique, (ii) une diversité et (iii) un DHP moyen des individus semblables à la forêt. Ce constat est en accord avec les résultats obtenus par William et al. (2008) et Kalaba et al. (2013), qui ont montré que 20 ans étaient suffisants pour que la structure et la richesse spécifique des forêts issues de la régénération ressemble à celles de la forêt mature. Les jachères de 5 et 10 ans quant à elles ont une richesse bien plus faible mais semblable aux résultats obtenus dans les travaux de William et al. (2008) sur 4 répliques par catégories et des placettes de 10 m de rayon (jachère 1-5 ans : 5,2 espèces ; 6-10 ans : 7,4 espèces).

En termes de composition spécifique, les villages ont une position intermédiaire entre les jachères et la forêt mature, ce qui marque une transition dans la succession végétale (Figure 9). Les villages du sud sur sol sableux et du nord ont une composition spécifique semblable à la forêt (Tableau 9), contrairement aux résultats obtenus par William et al. qui montrent que 40 ans ne sont pas suffisants pour que la composition des jachères soit similaire à la forêt mature. Ces différences résultent là aussi de la faible pression sur le milieu et de la proximité des anciens sites de village à la Réserve (source de semenciers potentiels), contrairement au site d'étude de William et al. (2008). Cependant, la composition spécifique des anciens sites de village de la zone sud sur sol sablo-argileux est très différente de celle de la forêt avec une dominance d'espèces liée aux forêts en formation (*Albizia versicolor* Welw. ex Oliv., *Strychnos spp.*)(Seleck et al., 2013) (Tableau 9). La structure en termes de DHP est quant à elle similaire à la forêt mature. Ces sites ont donc subi une perturbation plus importante et seulement le détail de la composition spécifique permet de voir les dissimilarités avec la forêt.

## 5. CONCLUSION

Les résultats montrent que les variations de richesse et de diversité spécifique des jachères sont d'avantage liées à l'âge de la jachère et à la pression sur le milieu qu'à la pédologie et à la zone. Cependant, ces deux derniers facteurs influencent la composition spécifique. Les résultats montrent également que les espèces dominantes du Miombo (*Brachystegia* et *Julbernardia*) sont présentes parmi les espèces dominantes de tous les stades de jachères, et ceci grâce en grande partie aux souches et drageons encore existants dans le sol.

La composition floristique des sites d'anciennes habitations est plus proche de la forêt mature que celles des jeunes stades de régénération. Ils présentent une structure en termes de DHP similaire à la forêt mature, montrant qu'en 30 à 40 ans de jachères les régénérations peuvent atteindre une structure comparable à la forêt.

Si les résultats de cette étude montrent dans l'ensemble une forte capacité de régénération de la forêt de Miombo en périphérie de la Réserve de Gilé, l'exemple des jachères autour de la ville de Gilé révèle que ce constat est à nuancer en fonction du degré de pression. Une forte pression, comme la succession des cycles de culture, du sarclage et des feux répétés, peut induire une forte réduction de la diversité et de la richesse spécifique et modifier complètement la composition floristique.

Ces résultats mettent en avant l'importance des dispositifs REDD+ et des projets de gestion durable des terres, pour préserver ce capital, assurer le bon fonctionnement de cet écosystème et les besoins à long terme des populations qui en sont dépendantes. Pilotés par l'association Etc Terra, des projets de régénération naturelle assistée (RNA) visant à favoriser la régénération naturelle des espèces locales vont voir le jour autour de la Réserve dans les années à venir (Baudron, 2009; Mercier et al., 2016). Ces projets de RNA apporteront des avantages environnementaux, sociaux et agronomiques en contribuant à la conservation de la couverture naturelle des forêts et en maintenant et améliorant la fertilité des sols par le choix d'espèces fixatrices d'azote (synthèse bibliographique en annexe 7).



## 6. REFERENCES

- Anderson M.J., 2001. Permutation tests for univariate and multivariate analysis of variance and regression. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58, pp. 626-639.
- Backéus I., Pettersson B., Strömquist L., Ruffo C., 2006. Tree communities and structural dynamics in miombo (*Brachystegia*–*Julbernardia*) woodland, Tanzania. *Forest Ecology and Management*, 230 (1-3), pp. 171-178.
- Banda T., Schwartz M.W., Caro T., 2006. Woody vegetation structure and composition along a protection gradient in a miombo ecosystem of western Tanzania. *Forest Ecology and Management*, 230 (1-3), pp. 179-185.
- Bardour M.G., Burk J.H., Pitts W.D., 1987. *Terrestrial Plant Ecology*. Benjamin/Cummings Publishing Company. San Francisco.
- Bates D., Maechler M., Bolker B., Walker S., Christensen R.H.B., Singmann H., Dai B., Grothendieck G., Green P., Bolker M.B., 2016. *lme4: Linear Mixed-effects Models using Eigen and S4*.
- Bellefontaine R., 2005. Régénération naturelle à faible coût dans le cadre de l'aménagement forestier en zones tropicales sèches en Afrique. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, (Volume 6 Numéro 2).
- Berton S., 2013. *Evaluation du potentiel de diffusion de l'agroécologie dans la zone tampon de la Réserve Nationale de Gilé (RNG)*. p. Rapport de mission. Agrisud International, 51 p.
- Bray R.J., Curtis J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecol. Monogr.*, 27 , pp. 325-349.
- Campbell B.M. (Éd.), 1996. *The miombo in transition: woodlands and welfare in Africa*. Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia, 266 p.
- Carrière M., 1994. *Plantes de Guinée à l'usage des éleveurs et des vétérinaires*. Minist. Coop. Fr., CIRAD-EMVT (éds.), 235 p.
- Chahouki M.A.Z., 2013. *Classification and Ordination Methods as a Tool for Analyzing of Plant Communities, Multivariate Analysis in Management, Engineering and the Sciences*, MSc. Leandro Freitas (Ed.). InTech.
- Chao A., Chazdon R.L., Colwell R.K., Shen T.-J., 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data: A new statistical approach for assessing similarity. *Ecology Letters*, 8 (2), pp. 148-159.
- Chazdon R.L., Colwell R.K., Denslow J.S., Guariguata M.R., 1998. Statistical methods for estimating species richness of woody regeneration in primary and secondary rain forests of Northeastern Costa Rica. p. 285 – 309. In Dallmeier F. and Comiskey J. (eds), *Forest biodiversity Research, Monitoring and Modeling: Conceptual Background and Old World Case Studies*. Parthenon Publishing, Paris.
- Chidumayo E.N., 1997. *Miombo Ecology and Management: An Introduction*. IT Publications in association with the Stockholm Environment Institute. London

- Chidumayo E.N., 2013. Forest degradation and recovery in a miombo woodland landscape in Zambia: 22 years of observations on permanent sample plots. *Forest Ecology and Management*, 291 , pp. 154-161.
- Chirwa P.W., 2014. *Pratiques de restauration dans les zones dégradées d'Afrique de l'Est*. African Forest Forum, Working Paper Series, Vol. 2(11), 63 p.
- Clark K.R. & Warwick R.M., 2001. *Change in marine communities: an approach to statistical and interpretation*, 2<sup>nd</sup> edition. Primer-E, Plymouth, U.K. 172 p.
- Chinuwo T., Gandiwa E., Mugabe P.H., Mpofo I.D.T., Timpong-Jones, 2010. Effects of previous cultivation on regeneration of *Julbernardia globiflora* and *Brachystegia spiciformis* in grazing areas of Mupfurudzi Resettlement Scheme, Zimbabwe. *African Journal of Range and Forage Science*, 27 (1), pp. 45-49.
- Connell J.H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199 (4335), pp. 1302-1310.
- Curtis J.T., McIntosh R.P., 1951. An Upland Forest Continuum in the Prairie-Forest Border Region of Wisconsin. *Ecology*, 32 (3), pp. 476-496.
- de Koning, J., 1993. *Checklist of vernacular plant names in Mozambique*. Wageningen Agricultural University, Wageningen.
- de Rouw A., 1993. Regeneration by sprouting in slash and burn rice cultivation, Taï rain forest, Côte d'Ivoire. *Journal of tropical ecology*, 9 (4), pp. 387-408.
- Delbergue A., 2015. *Analyse du système du suivi écologique de la grande faune de la Réserve Nationale de Gilé : Bilan et Perspectives d'avenir. Province du Zambèze, Mozambique*. p. Mémoire de fin d'étude, Agroparistech, Montpellier, 65 p.
- Etc Terra, 2014. *Projet Gilé REDD+ - Lutte contre la déforestation et la dégradation forestière dans la Réserve Nationale de Gilé au Mozambique*.
- Faye E., 2000. *Etude de la dynamique des souches ligneuses dans le cycle culture-jachère en zone soudanienne*. Mémoire de fin d'étude. 116 p.
- FIELD, 2013. *Guide à l'intention des négociateurs REDD plus*. Foundation for International Environmental Law and Development, Londres, 100 p.
- Floret C., Pontanier R., 2001. *La jachère en Afrique tropicale. De la jachères naturelle à la jachère améliorée. Le point des connaissances. Volume 2*. Editions John Libbey Eurotext, 358 p.
- Frost P., 1996. *The ecology of miombo woodlands*. In: Campbell, B. (Ed.), *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*. CIFOR, Bogor.
- Fusari A., Cumbane R., 2002. *The Game Reserve of Gilé management plan*. Direcção Nacional de Áreas de Conservação. Mozambique, 136 p.
- Gotelli N.J., Colwell R.K., 2011. Estimating species richness. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*, 12 , pp. 39-54.
- Gower J.C., 1966. Some Distance Properties of Latent Root and Vector Methods Used in Multivariate Analysis. *Biometrika*, 53 (3/4), pp. 325-338.
- Högberg P., 1982. Mycorrhizal associations in some woodland and forest trees and shrubs in Tanzania. *New Phytologist*, 92 (3), pp. 407-415.

- Jew E.K.K., Dougill A.J., Sallu S.M., O'Connell J., Benton T.G., 2016. Miombo woodland under threat: Consequences for tree diversity and carbon storage. *Forest Ecology and Management*, 361, pp. 144-153.
- Kalaba F.K., Quinn C.H., Dougill A.J., Vinya R., 2013. Floristic composition, species diversity and carbon storage in charcoal and agriculture fallows and management implications in Miombo woodlands of Zambia. *Forest Ecology and Management*, 304, pp. 99-109.
- Legendre P., Legendre L., 1998. *Numerical Ecology*. 2nd Edition. Elsevier, Amsterdam., 319 p.
- Luoga E.J., Witkowski E.T., Balkwill K., 2004. Regeneration by coppicing (resprouting) of miombo (African savanna) trees in relation to land use. *Forest Ecology and Management*, 189 (1-3), pp. 23-35.
- Malaisse F.P., 1979. L'écosystème miombo. In: *Ecosystèmes forestiers tropicaux*. UNESCO/PNUE/FAO, pp. 641-659.
- Mapaure I., Moe S.R., 2009. Changes in the structure and composition of miombo woodlands mediated by elephants (*Loxodonta africana*) and fire over a 26 year period in north-western Zimbabwe. *African Journal of Ecology*, 47 (2), pp. 175-183.
- Manly B.F., 1986. Randomization and regression methods for testing associations with geographical, environmental and biological distances between populations. *Res. Popul. Ecol.*, 28, pp. 201-208.
- Mercier C., Grinand C., Randrianary T., Nourtier M., Rabany C., 2016. *Background study for the preparation of the Zambézia Integrated Landscapes Management Program* Corentin Merciera Clovis Grinanda Telina Randrianarya Marie Nourtiera Cédric Rabanyb. Report for Government of Mozambique and FCPF. Etc Terra., 196 p.
- Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Brooks T.M., Pilgrim J.D., Konstant W.R., Da Fonseca G.A., Kormos C., 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100 (18), pp. 10309-10313.
- Oksanen J., 2015. *Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial*.
- Peet R.K., 1980. Ordination as tool for analyzing complex data sets. *Vegetatio*, 42, pp. 171-174.
- Pinheiro J., Bates D., Debroy S., Sarkar D., D. R. Core Team, 2014. *nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models*.
- Poulin R., 1998. Comparison of Three Estimators of Species Richness in Parasite Component Communities. *The Journal of Parasitology*, 84 (3), pp. 485-490.
- Prin T., 2008. *Typologie et cartographie de la végétation de la Réserve Nationale de Gilé (Mozambique): Etude préalable à la réintroduction de grands mammifères*. Rapport de stage de seconde année. Université de Montpellier, Montpellier, 41 p.
- Ribeiro N.S., Shugart H.H., Washington-Allen R., 2008. The effects of fire and elephants on species composition and structure of the Niassa Reserve, northern Mozambique. *Forest Ecology and Management*, 255 (5-6), pp. 1626-1636.

- Schulz B.K., Bechtold W.A., Zarnoch S.J., 2009. *Sampling and estimation procedures for the vegetation diversity and structure indicator*. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station., en. Tech. Rep. PNW-GTR-781, 53 p.
- Select M., Hick A., Ilunga wa Ilunga E., Kizila P., Lebrun J., Le Stradic S., Malaisse F., Mahy G., 2013. *Guide to selected miombo species regeneration (Final version 2.2)*. Gembloux.
- Shirima D.D., Totland Ø., Munishi P.K.T., Moe S.R., 2015. Does the abundance of dominant trees affect diversity of a widespread tropical woodland ecosystem in Tanzania? *Journal of Tropical Ecology*, 31 (4), pp. 345–359.
- Smith P., Allen Q., 2004. *Field Guide to the Trees and Shrubs of the Miombo Woodlands*. Royal Botanic Gardens, Kew, 176 p.
- Stromgaard P., 1986. Early Secondary Succession on Abandoned Shifting Cultivator's Plots in the Miombo of South Central Africa. *ResearchGate*, 18 (2), p. 97.
- Syampungani S., 2009. *Vegetation change analysis and ecological recovery of the copperbelt Miombo woodland of Zambia*. Thesis, Stellenbosch: University of Stellenbosch.
- Syampungani S., Geldenhuys C.J., Chirwa P.W., 2010. The use of species–stem curves in sampling the development of the Zambian miombo woodland species in charcoal production and slash-and-burn regrowth stands. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, 72 (2), pp. 83-89.
- The R Core Team, 2016. *R: A Language and Environment for Statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 3501 p. Disponible sur Internet: <http://www.R-project.org/> [Diffusé le 02/02/2016].
- Timberlake J., Chidumayo E., 2011. *Miombo Ecoregion - Vision report*. Occasional Publication in Biodiversity. WWF - SARPO.
- Trégourès A., 2015. *La structuration des filières d'approvisionnement en bois énergie dans la province du Zambèze (Mozambique)*. Mémoire de fin d'étude. Agoparistech, Montpellier, 121 p.
- White F., 1983. *The Vegetation of Africa, a descriptive memoir to accompany the Unesco/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa*. Unesco natural resources research report XX. Paris, 366 p.
- Williams M., Ryan C.M., Rees R.M., Sambane E., Fernando J., Grace J., 2008. Carbon sequestration and biodiversity of re-growing miombo woodlands in Mozambique. *Forest Ecology and Management*, 254 (2), pp. 145-155.
- Williams-Linera G., Palacios-Rios M., Hernández-Gómez R., 2005. Fern richness, tree species surrogacy, and fragment complementarity in a Mexican tropical montane cloud forest. *ResearchGate*, 14 (1), pp. 119-133.
- van Wyk B., van Wyk P., 2013. *Field Guide to Trees of Southern Africa*. Struik Publishers. Cape Town, 732 p.

## 7. LISTE DES ABREVIATIONS

### Contexte :

FFEM : Fonds Français pour l'Environnement Mondial

IGF : Fondation Internationale pour la Gestion de la Faune

ONU : Organisation des Nations Unies

REDD+ : Réduction des Emissions de gaz à effet de serre liés à la Déforestation et à la Dégénération forestière en prenant en compte le rôle du renforcement des stocks de carbone forestier, de la conservation et de la gestion durable des forêts.

RNG : Réserve Nationale de Gilé

RNA : Régénération Naturelle Assistée

ZILMP: *Zambezia Integrated Landscapes Management Program*

### Statistiques et analyse de données:

ACoP : Analyse en Coordonnées Principales

ACP: Analyse en Composantes Principales

ANOVA: Analysis Of VAriance (Analyse de la variance)

DHP: Diamètre à Hauteur de Poitrine (En anglais DBH: Diameter at Breast Height)

IVI: Indice de Valeur d'Importance

KW: Test de Kruskal-Wallis

LMM: Linear Mixed Model (Modèle Linéaire Mixte)

PERMANOVA: PERmutational Multivariate Analysis of VAriance (Analyse de variance par permutation)

RS: Richesse spécifique

HSD (Test de Tukey): Honest Significant Difference (Réelle différence significative)



## 8. TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Nombre de placettes inventoriées par catégorie.....	13
Tableau 2 : Richesse spécifique, diversité et abondance des jachères.. ....	18
Tableau 3 : Facteurs explicatifs pour les variations de richesse spécifique, diversité et abondance observées avec des modèles linéaires à effets mixtes.. .....	19
Tableau 4 : Résultats non-significatifs des comparaisons deux à deux de la PERMANOVA réalisée sur la matrice de Bray-Curtis, issue des données d'abondance des 54 sites. ....	23
Tableau 5 : Richesse spécifique estimée, estimateur de Shannon, abondance et moyenne des DHP .....	25
Tableau 6 : Résultats des comparaisons deux à deux de la PERMANOVA réalisée sur la matrice de Bray-Curtis, issue des données d'abondance des individus supérieurs à 5 cm de DHP. ....	27
Tableau 7 : Les 10 espèces dominantes de la forêt, obtenues avec l'IVI .....	27
Tableau 8: Les 5 espèces dominantes des différentes catégories de jachères obtenues avec l'IVI transformé (DHP < 5 cm).....	29
Tableau 9 : Les 5 espèces dominantes des différentes catégories de jachères, obtenues avec l'IVI (DHP > 5 cm).....	29



## 9. TABLE DES FIGURES

Figure 1 : Localisation de la Réserve Nationale de Gilé..	9
Figure 2 : Saisonnalité .....	10
Figure 3 : Carte théorique des deux principaux types de sol de la RNG et de sa zone tampon issue des travaux de Berton (2013).....	11
Figure 4 : Richesse spécifique des jachères en fonction de l'âge de la jachère et de la pression anthropique. ....	19
Figure 5 : Richesse spécifique, abondance et diversité en fonction du temps de jachère (jachères faible et moyenne pression).....	20
Figure 6 : Richesse spécifique, abondance et diversité en fonction du type de sol (jachères de faible et moyenne pression).....	20
Figure 7 : Représentation graphique des catégories de jachères sur les deux premiers axes de l'ACoP, basée sur la matrice de distance de Bray-Curtis calculée sur les données d'abondances en espèces des 54 sites échantillonnés. ....	21
Figure 8 : Représentation graphique des 54 placettes inventoriées sur les deux premiers axes de l'ACoP et des facteurs influençant leur répartition. ....	22
Figure 9 : Représentation graphique des placettes de jachères, forêts et anciens sites d'habitation sur les deux premiers axes de l'ACoP basée sur la matrice de distance de Bray-Curtis calculée sur les données d'abondance en espèces de chaque site. ....	26



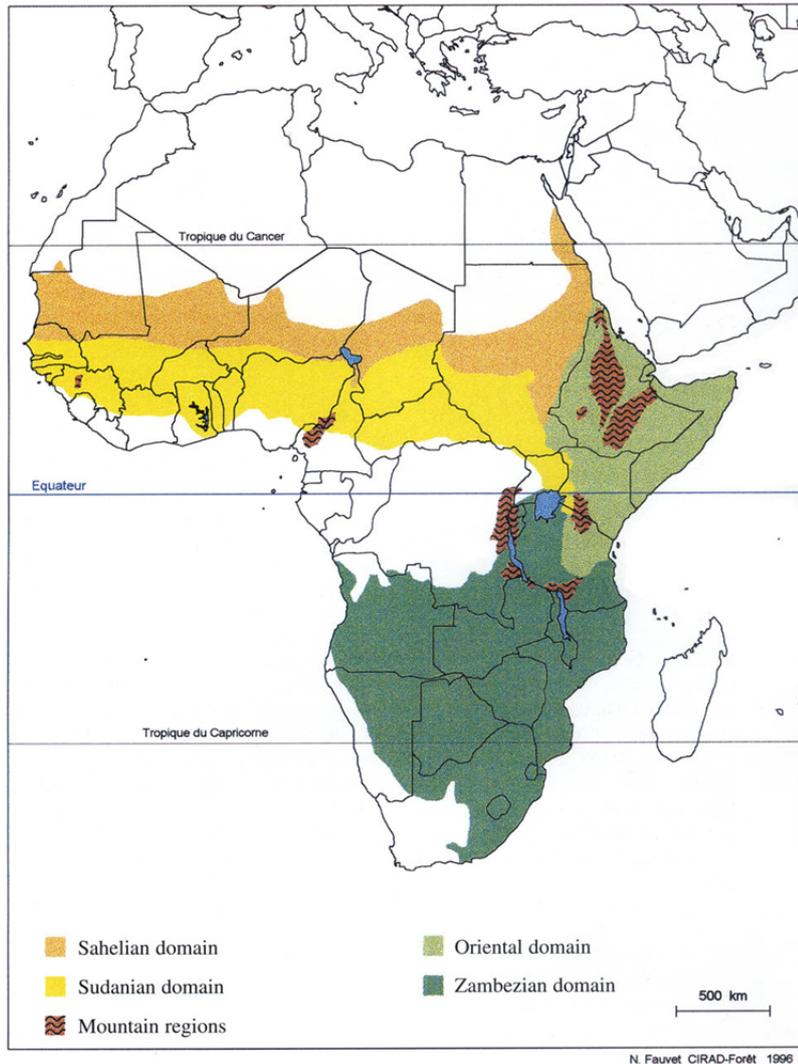
## 10. ANNEXES

### TABLE DES ANNEXES

ANNEXE 1 : CARTE DES DOMAINES PHYTO-GEOGRAPHIQUES D'AFRIQUE .....	48
ANNEXE 2 : STOCK DE CARBONE .....	49
ANNEXE 3 : CARTE DE LA RNG ET DES INVENTAIRES .....	57
ANNEXE 4 : COURBE D'ACCUMULATION DES ESPECES .....	58
ANNEXE 5 : MATRICE DE DISSIMILARITES DE BRAY-CURTIS (EXEMPLE) .....	59
ANNEXE 6 : LISTE DES ESPECES INVENTORIEES.....	60
ANNEXE 7 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA REGENERATION NATURELLE ASSISTEE (RNA) .....	63

## ANNEXE 1 : CARTE DES DOMAINES PHYTO-GEOGRAPHIQUES D'AFRIQUE (MENAULT, 1983)

Le domaine Zambézien (en vert foncé), s'étend sur 10 pays : l'Afrique du Sud, l'Angola, le Botswana, la Namibie, La République Démocratique du Congo (R.D.C.), le Malawi, le Mozambique, la Tanzanie, le Zimbabwe et la Zambie.



## ANNEXE 2 : STOCK DE CARBONE

L'objet de cette étude était également d'analyser les dynamiques en matière de stock de carbone dans la régénération du couvert après abandon des parcelles agricoles ou l'installation de village et de comparer ces données avec des données de forêt naturelle. La méthodologie, les résultats obtenus et une rapide discussion sont présentés dans cette annexe, à la suite d'une synthèse sur les équations allométriques.

### 1. Synthèse sur les équations allométriques :

L'évaluation de la biomasse ligneuse permet d'estimer le stock du carbone pour les écosystèmes forestiers. Si l'utilisation de la télédétection par le biais d'images à très haute résolution ou de LiDAR se développe (Lu et al., 2014; Brown, 2002), la biomasse ligneuse est le plus souvent évaluée à l'aide d'inventaires forestiers et d'équations allométriques (Henry et al., 2011). Les équations allométriques permettent d'estimer la biomasse aérienne et souterraine d'un arbre à partir de caractéristiques dendrométriques faciles à mesurer (hauteur de l'arbre, diamètre à hauteur de poitrine, densité du bois,...). La biomasse du peuplement est ensuite estimée en additionnant la biomasse de chaque arbre.

Les équations allométriques peuvent être construites par l'intermédiaire de différentes méthodes, destructives ou non. La méthode destructive consiste à mesurer directement la biomasse par la coupe de l'arbre et la mesure de la masse réelle de chacune de ses composantes (racines, tiges, branches, feuillages). La méthode indirecte, consiste à évaluer la biomasse d'un arbre en utilisant le volume de son tronc et la densité du bois (Henry et al., 2011). Il est important de faire attention aux compartiments de l'arbre pris en compte dans chaque étude car cela peut différer grandement d'une étude à l'autre. La mise au point d'équations allométriques va permettre par la suite d'estimer la biomasse de façon non destructrice.

#### Equations mono-spécifiques ou multi-spécifiques :

Les équations allométriques développées peuvent être mono-espèces ou propre à un genre, multi-espèces locales (établies dans un site donné) ou multi-espèces régionales ou pantropicales (Brown et al., 1989; Chave et al., 2005; Chave et al., 2014). La plus importante étude réalisée pour le développement d'équation de biomasse multi-espèces pour les zones pantropicales est celle de Chave et al. 2014. Ils ont développé un modèle valable pour les forêts tropicales du monde entier basé sur le diamètre à hauteur de poitrine, la hauteur de l'arbre et la densité du bois. Une base de données mondiales compile la densité du bois d'un grand nombre d'espèces (8412 taxons, 1683 genres et 191 familles) (Chave et al., 2009).

Certain auteurs, considère que l'utilisation d'équation mono-espèce est préférable en raison de la grande variabilité des espèces entre elles, en termes d'architecture des arbres et de densité du bois (Ketterings et al., 2001). Cependant, les peuplements forestiers tropicaux sont caractérisés par un grand nombre d'espèces et l'élaboration d'équations allométriques mono-espèces demandant beaucoup de temps et des efforts importants, ce qui explique pourquoi seulement peu d'équation mono-spécifique peu ont été développées. De plus, les équations allométriques multi-espèces par type de forêt ou de zone écologiques présentent de bons résultats (Brown, 2002; Henry et al., 2011).

### **Les équations multi-spécifiques pour la forêt de Miombo :**

Parmi l'ensemble des équations qui ont été mises au point dans différentes régions du monde, il est important de choisir une équation développée dans un site ayant des conditions climatiques, édaphiques et taxonomiques similaires à la zone d'étude. La compilation des équations allométriques disponibles pour l'Afrique sub-saharienne par Henry et al. (2011) ainsi que des recherches bibliographiques ont permis de lister les équations multi-espèces disponibles pour la forêt de Miombo ou pour les forêts sèches.

Très peu d'équations allométriques ont été développées spécifiquement pour la forêt de Miombo. Au Mozambique, trois équations allométriques ont été développées pour la forêt de Miombo, une à partir d'échantillonnages réalisés au sud du district de Gorongosa dans la province de Sofala au centre du Mozambique (Ryan et al., 2010), la seconde à partir d'échantillonnages réalisés dans 4 districts (Dondo, Nhamatanda, Gondola et Manica) dans les provinces de Manica et Sofala (Sitoe et Tchaúque, 2007). La troisième équation concerne l'estimation de la biomasse de la mangrove (de Boer, 2000). Plusieurs auteurs ont mis au point des équations allométriques multi-spécifique pour la forêt de Miombo dans des pays frontaliers au Mozambique : Malawi (Frost, 1996; Abbot et al., 1997; Kuyah et al., 2014; Kuyah et al., 2016), Tanzanie (Malimbwi et al., 1994; Chamshama et al., 2004; Mugasha et al., 2013), Zambie (Frost, 1996; Chidumayo, 1997; Chidumayo, 2013), Zimbabwe (Guy, 1981; Frost, 1996). Certains modèles ne sont pas seulement spécifiques au site d'étude mais peuvent avoir une application plus large, dans des zones où les conditions édaphiques, climatiques et les structures du peuplement sont semblables à la zone d'étude. Il existe également des équations allométriques multi-espèces pour les forêts sèches du monde (Guy, 1981; Brown, 1997; Chave et al., 2005; Chave et al., 2014).

### **Les équations mono-spécifiques pour la forêt de Miombo :**

Henry et al. (2011) ont compilé des équations mono-espèce de biomasse et de volume d'Afrique sub-saharienne. Les équations de biomasse de trois des principales espèces commerciales (*Azizelia quanzensis*, *Millettia stuhlmannii* et *Pterocarpus angolensis*) ont été élaborées spécifiquement pour le Mozambique (Mate et al., 2014). Sur l'ensemble des équations collectées, les équations de volume sont beaucoup plus nombreuses que les équations de biomasse. À partir de l'estimation du volume, la biomasse peut se calculer à l'aide de la densité du bois (Williams et al., 2008; Shirima et al., 2011). L'estimation de tout le volume de l'arbre étant quelquefois, difficiles à mesurer notamment le volume des feuilles ou des branches minces, certaines équations de volume peuvent être centrées sur le tronc et les compartiments marchands excluant les parties non vendables (Brown, 1997). Le calcul du facteur d'expansion permet alors de prendre en compte la biomasse des autres éléments présents au-dessus du sol. Cependant le facteur d'expansion est variable d'un peuplement à l'autre et doit être calculé localement à partir de l'estimation de la biomasse (Navar Chaidez, 2008). En vue des biais que peut engendrer la conversion du volume en biomasse, il est préférable d'utiliser des équations de biomasse directement (Brown, 1997).

### **Les équations utilisées dans les études précédentes :**

Dans les études précédentes sur la séquestration du carbone dans les forêts de Miombo au Mozambique, les auteurs ont utilisé différentes équations. Dans la Réserve de Niassa, au Nord du Mozambique, Ribeiro et al., ont utilisé l'équation développée par Chamshama et Mugasha (Chamshama et al., 2004). William et al., ont réalisé leur étude dans la province de Sofala, ils ont combiné 4 équations allométriques (Abbot et al., 1997; Chidumayo, 1997; Frost, 1996; Brown et al., 1989) et Ryan et al. (2011) ont utilisé leur propre équation.

## 2. Matériel et Méthodes

### Le choix des équations allométriques :

Nous avons choisi d'utiliser plusieurs équations multi-espèces pour estimer le stock de carbone, ceci est fréquemment réalisé dans les études sur le Miombo (Williams et al., 2008; Shirima et al., 2015; Kalaba et al., 2013; Jew et al., 2016).

Parmi les équations mises au point pour la forêt de Miombo, le choix des équations allométriques, c'est porté en premier lieu sur des équations ayant été développée à partir d'arbres coupés pour l'étalonnage ayant la même gamme de DHP que notre étude. Ici, les individus inventoriés ont un DHP compris entre 5 et 94,5 cm. Nous avons donc exclu toutes les équations mises au point sur une gamme de DHP moins étendue sauf pour l'équation de Ryan et al. (2011) (DHP : 5 à 73), car elle a été développée spécifiquement pour le Mozambique. L'équation de Siteo et Tchaúque (2007), n'a pas été gardée, car elle a été élaborée à partir d'arbres ayant une gamme de DHP commençant à 8 cm, elle ne fonctionne donc pas avec des individus ayant un DHP inférieur et nos relevés comprennent un grand nombre d'individus entre 5 et 8 cm de DHP.

Nous avons également décidé d'utiliser l'équation de Chave et al. (2014) développée pour les forêts tropicales sèches, car elle a été calibrée sur un très large échantillonnage d'arbres (n=4004).

Les cinq équations choisies sont présentées dans le tableau suivant :

Auteur	Equation	Végétation, Pays	Notes
Chidumayo 1987	$AGB = 3.01 \text{ DBH} - 7.48$	Miombo, Zambie	For trees < 10 cm DHP
	$AGB = 20.02 \text{ DBH} - 203.37$		For trees > 10 cm DHP
Ryan et al. 2011	$AGB = 0.0265 \times \text{DBH}^{2.601}$	Miombo, Mozambique	For trees > 5 cm DHP
Mugasha et al. 2013	$AGB = 0.0763 \text{ DBH}^{2.2046} \times H^{0.4918}$	Miombo, Tanzanie	For trees > 1 cm DHP
Chave et al. 2014	$AGB = 0.0673 \times (\rho \cdot \text{DBH}^2 \cdot H)^{0.976}$	Equation globale pour les forêts tropicales sèches, Zone pantropicale	For trees > 5 cm DHP
Kuyah et al. 2016	$AGB = 0.102 \times \text{DBH}^{2.242}$	Miombo, Malawi (Sud)	For trees > 5 cm DHP

AGB est la biomasse aérienne (aboveground biomass),  $\rho$  la densité du bois, DBH le diamètre à hauteur de poitrine, H la hauteur de l'arbre.

### Estimation du carbone :

Le stock de carbone a été estimé à partir du calcul de la biomasse aérienne et de la biomasse souterraine. La biomasse aérienne a été estimée à partir des 5 équations allométriques multi-espèces présentées précédemment. Le stock de carbone par placettes est ensuite calculé en multipliant la biomasse par 0,47, en accord avec les recommandations de l'IPCC, estimant que la biomasse contient 47% de carbone (IPCC, 2003).

La biomasse souterraine a été calculée en multipliant la biomasse aérienne par le rapport biomasse souterraine sur biomasse aérienne (root-to-root ratio), dont les valeurs proposées par l'IPCC pour les forêts tropicales sèches sont (IPCC, 2006) :

- 0,56 si la biomasse aérienne est inférieure à 20 t/ha.

- 0,28 si la biomasse aérienne est supérieure à 20 t/ha.

La moyenne des équations est ensuite utilisée pour produire une estimation du stock de carbone dans chaque catégorie. Les données de chaque placette sont sommées par catégorie et calculées par hectare.

### 3. Résultats

En combinant les 5 équations allométriques, le stock de carbone moyen des forêts est estimé à  $51,83 \pm 20,93$  tC/ha (

Figure 10). Les stocks de carbone en forêt présentent une grande variabilité en fonction des sites allant de 20,75 tC/ha à 88,01 tC/ha. Les sites d'ancien village sont caractérisés par un stock de carbone moyen de  $49,99 \pm 13,22$  tC/ha, allant de 30,39 tC/ha à 70,78 tC/ha. Le stock de carbone moyen des jachères de 10 ans et de 5 ans est estimé respectivement à 12,23 tC/ha et 1,30 tC/ha.

Les stocks de carbone moyens des anciens sites de village et de la forêt ne présentent pas de différences significatives (Test de Tukey:  $p(H_0) > 0,05$ ). Celui des jachères de 5 ans, est significativement différent de celui des jachères de 10 ans. Le stock de carbone des jachères de 5 ans et 10 ans est significativement différent de celui de la forêt et des anciens sites de villages (KW :  $ch^2=45,87$  ;  $df=3$  ;  $p(H_0) < 0,001^{***}$ ).

⇒ Une augmentation du stock de carbone est observée avec une augmentation du temps de jachère. Après 30 à 40 ans de jachère, le stock de carbone est équivalent à celui de la forêt mature (Figure 10).

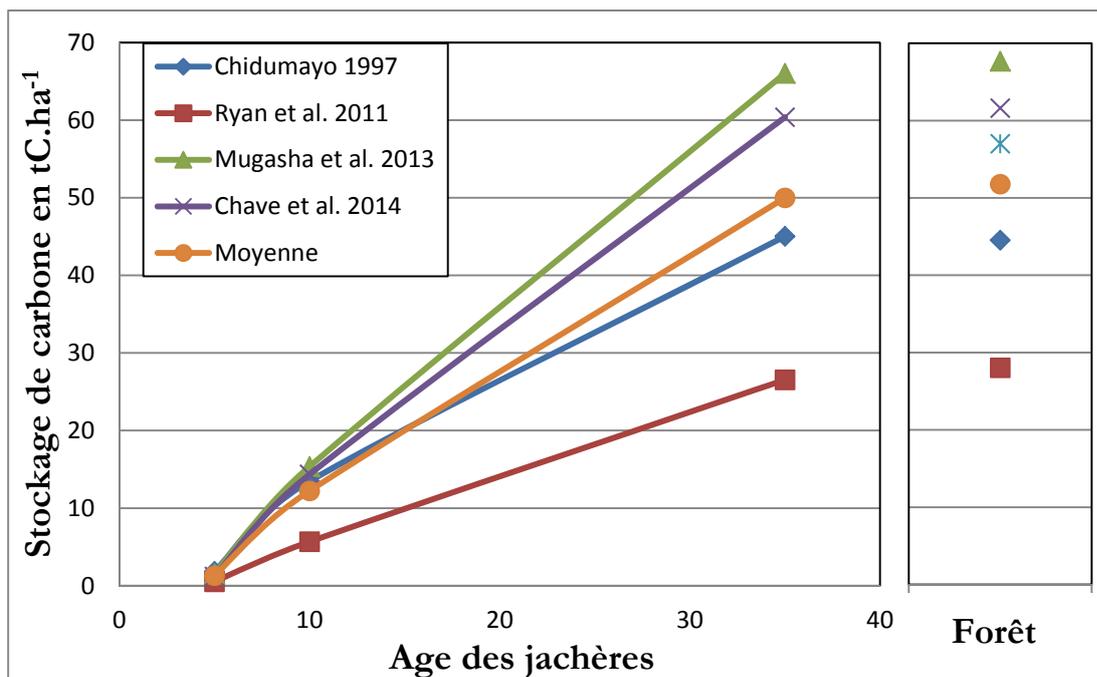


Figure 10 : Estimation du stock de carbone pour les jachères et la forêt, calculée avec les différentes équations allométriques. La classe 35 ans correspond aux sites d'ancienne habitation.

En utilisant la moyenne du stock de carbone des 5 équations, l'accumulation de carbone est estimée à 2,19 tC/ha/an, entre 5 et 10 ans de jachère et à 1,51 tC/ha/an, entre 10 et 35 ans de jachère.

⇒ Le taux de séquestration est élevé dans les premiers stades de régénération et diminue dans les stades plus âgés.

Les résultats en séparant les jachères et sites d'ancien village de chaque zone ne montrent aucune différence significative en termes de stock de carbone moyen entre les sites d'anciens villages et la forêt (Tableau 10 et Figure 11)

Tableau 10 : Stock de carbone (en tC/ha) estimé à partir de la biomasse aérienne et souterraine, comparé avec un test de Kruskal Wallis suivit d'un test de Tukey.

Catégories		Biomasse aérienne moyenne	Biomasse souterraine moyenne	Total
Zone	Age			
Nord, Sol brun sablo-argileux	5 ans - Gilé	0,40 (±0,34)	0,22 (±0,19)	0,62 (±0,52) <sup>c</sup>
	10 ans - Gilé	1,16 (±0,97)	0,65 (±0,54)	1,81 (±1,51) <sup>c</sup>
	Ancien village	40,01 (±10,53)	11,20 (±2,95)	51,21 (±13,47) <sup>a</sup>
Sud, sol brun sablo-argileux	5 ans	1,19 (±0,77)	0,67 (±0,43)	1,85 (±1,20) <sup>c</sup>
	10 ans	14,44 (±12,34)	5,32 (±2,67)	19,76 (±14,94) <sup>b</sup>
	Ancien village	41,76 (±12,54)	11,69 (±3,51)	53,46 (±16,05) <sup>a</sup>
Sud, sol blanc-sableux	5 ans	0,83 (±0,36)	0,47 (±0,20)	1,30 (±0,56) <sup>c</sup>
	10 ans	8,58 (±3,04)	4,80 (±1,70)	13,38 (±4,74) <sup>b</sup>
	Ancien village	35,41 (±11,25)	9,91 (±3,15)	45,32 (±14,40) <sup>a</sup>
Forêt		39,79 (±17,31)	12,04 (±3,82)	51,83 (±20,93) <sup>a</sup>

Note: ± indique l'écart type des moyennes. Les moyennes qui ne présentent pas le même indice (<sup>a</sup>, <sup>b</sup>, <sup>c</sup>) sont différentes (Test de Tukey, p(H0) <0,05).

Précédemment, l'IVI a montré que les anciens sites d'habitation de la zone Sud sur sol sablo-argileux présentaient une dominance d'espèces caractéristiques des forêts en formation. **Les résultats ici, ne montrent aucune différence significative entre le stock de carbone moyen de ces anciens sites d'habitation et de la forêt donc la végétation de ces sites est mature structurellement parlant.** Leur différence de composition est liée à une perturbation plus forte que dans les autres sites.

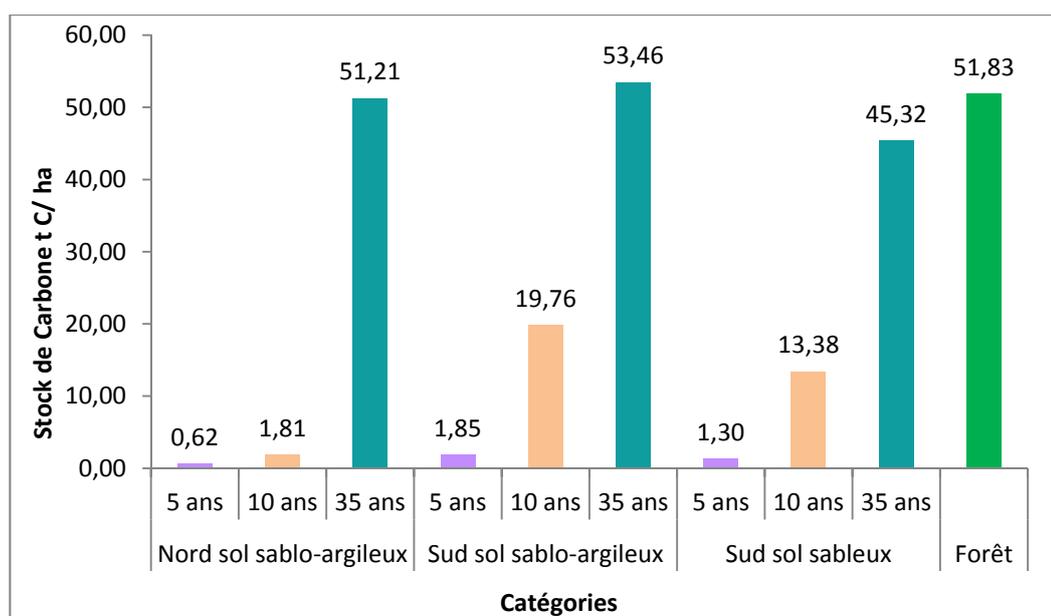


Figure 11: Estimation du stock de carbone pour chaque catégorie de jachères et pour la forêt. Les données représentent l'estimation moyenne issue des cinq équations allométriques.

L'équation utilisée dans les études précédentes à l'intérieur et en périphérie de la Réserve par l'équipe d'Etc Terra, pour estimer le stock de carbone de la forêt, est celle de Chave et al. 2014. Ce tableau présente les estimations du stock de carbone par catégorie, calculées avec l'équation de Chave et al. 2014 en tC/ha et en tCO<sub>2</sub>eq/ha :

Catégories		Biomasse aérienne	Biomasse souterraine	
Zone	Age	moyenne	moyenne	Total
Stock de carbone en tC/ha				
Nord, Sol brun sablo-argileux	5 ans - Gilé	0,37 (±0,33)	0,21 (±0,19)	0,58 (±0,52)
	10 ans - Gilé	1,02 (±0,78)	0,57 (±0,44)	1,60 (±1,22)
	Ancien village	53,33 (±17,03)	14,93 (±4,77)	68,26 (±21,80)
Sud, sol brun sablo-argileux	5 ans	1,04 (±0,72)	0,58 (±0,40)	1,63 (1,13)
	10 ans	17,65 (±16,66)	6,45 (±3,88)	24,10 (20,43)
	Ancien village	45,55 (±17,98)	12,75 (±5,03)	58,30 (23,01)
Sud, sol blanc-sableux	5 ans	0,82 (±0,39)	0,46 (±0,22)	1,28 (0,60)
	10 ans	9,78 (±3,85)	5,48 (±2,16)	15,26 (6,01)
	Ancien village	42,65 (±17,06)	11,94 (±4,78)	54,59 (±21,84)
Forêt		47,75 (±22,88)	13,85 (±5,88)	61,61 (±28,64)
Stock de carbone en tCO <sub>2</sub> eq/ha				
Nord, Sol brun sablo-argileux	5 ans - Gilé	1,36 (±1,22)	0,76 (±0,68)	2,12 (±1,90)
	10 ans - Gilé	3,75 (±2,86)	2,10 (±1,60)	5,85 (±4,46)
	Ancien village	195,54 (±62,44)	54,75 (±17,48)	250,03 (±79,92)
Sud, sol brun sablo-argileux	5 ans	3,83 (±2,65)	2,14 (±1,48)	5,97 (±4,13)
	10 ans	64,70 (±61,08)	23,66 (±14,24)	88,36 (±74,90)
	Ancien village	167,00 (±65,93)	46,76 (±18,46)	213,76 (±84,39)
Sud, sol blanc-sableux	5 ans	3,00 (±1,42)	1,68 (±0,79)	4,68 (±2,21)
	10 ans	35,88 (±14,13)	20,09 (±7,92)	55,97 (±22,05)
	Ancien village	156,37 (±62,55)	43,78 (±17,51)	200,16 (±80,07)
Forêt		175,10 (±83,88)	50,80 (±21,58)	225,90 (±105,00)

Figure 12 : Stock de carbone (en tC/ha) estimé à partir de la biomasse aérienne et souterraine avec l'équation de Chave et al. 2014 pour chaque catégorie.

Nous présentons ici, l'accumulation annuelle de carbone en tC/ha/an, issue des estimations du stock de carbone, calculées avec l'équation de Chave et al. 2014:

Zone	Années	Accroissement annuel en carbone (tC/ha/an)
Nord, Sol brun sablo-argileux	5 ans - 10 ans Gilé	0,20
	5 ans - 10 ans	4,49
Sud, sol brun sablo-argileux	10 ans - 35 ans	1,37
	5 ans - 10 ans	2,80
Sud, sol blanc-sableux	10 ans - 35 ans	1,57

L'accumulation du carbone entre 10 ans et 35 ans pour les jachères du nord, n'a pas été calculée, car les jachères de 5 et 10 ans du nord sont celles autour de la ville de Gilé et donc non-comparable aux anciens villages situés dans une zone à plus faible pression.

L'accumulation est élevée dans les premiers stades de régénération des deux zones du sud notamment dans la zone sur sol sablo-argileux et diminue dans les stades plus âgés.

## 4. Discussion-Conclusion

Dans cette étude, à partir des 5 équations, le stock de carbone a été évalué à 51,83 ( $\pm 20,93$ ) tC/ha. Ce chiffre comprend la biomasse aérienne ( $39,79 \pm 17,31$  tC/ha) et la biomasse souterraine ( $12,04 \pm 3,82$ ) tC/ha). La biomasse souterraine est souvent très peu évaluée dans les études sur le Miombo et les équations utilisées souvent différentes, ce qui rend compliquées les comparaisons. Cependant, l'estimation de la biomasse aérienne est proche de celle estimée par Kalaba et al. (2013) en Zambie ( $39,6 \pm 1,5$  tC/ha) et plus élevée que celle estimée par William et al. (2008) au Mozambique ( $19,0 \pm 8,0$  tC/ha), probablement en raison de la pluviométrie annuelle plus faible et de la forte pression sur le milieu.

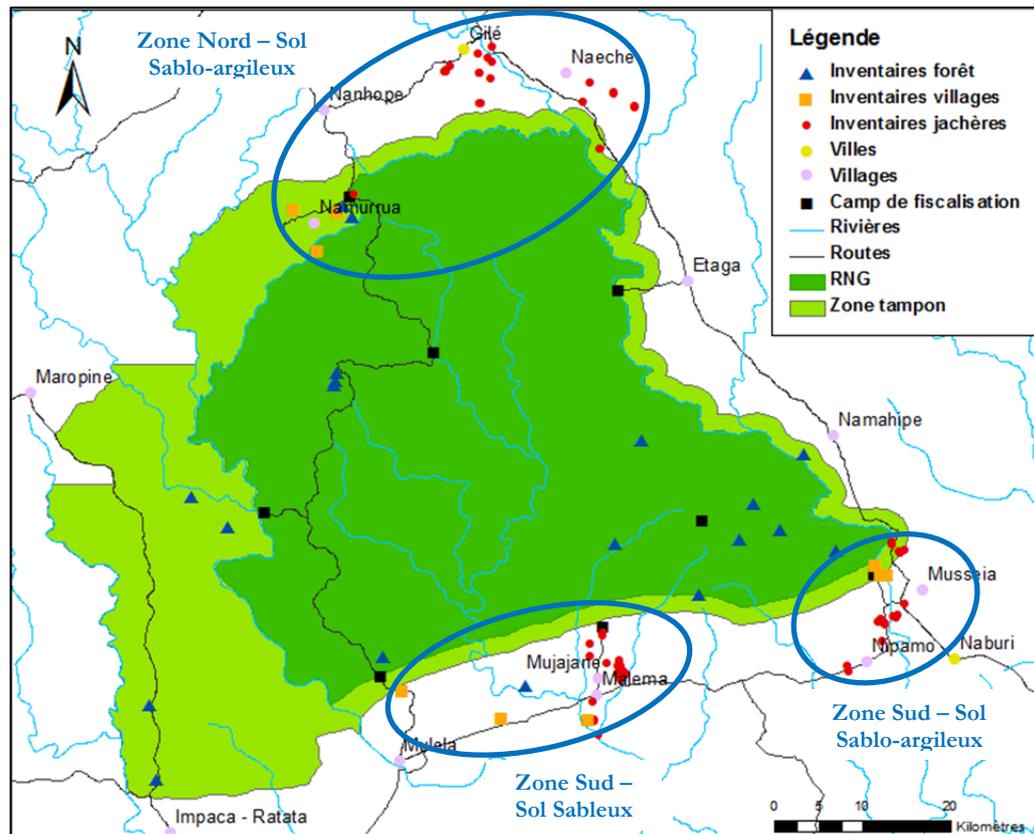
Les inventaires de forêt ayant été réalisés par l'équipe d'Etc Terra en 2015 (100 placettes), pour le projet REDD+ de la RNG et pour le programme juridictionnel *Zambézia Integrated Management ZILMP*) ont permis une estimation du stock de carbone de la forêt mature avec l'équation de Chave et al. (2014) à 84,7 tC/ha (biomasse aérienne : 66,1 tC/ha, biomasse souterraine : 18,7 tC/ha). Ici, avec la même équation et à partir des résultats des 19 placettes d'inventaires, le stock de carbone de la forêt mature est estimé à 61,61 ( $\pm 28,64$ ) tC/ha avec 47,75 ( $\pm 22,88$ ) tC/ha attribué à la biomasse aérienne et 13,85 ( $\pm 5,88$ ) tC/ha à la biomasse souterraine (annexe 5). C'est bien inférieur aux résultats obtenus précédemment. Cette différence est très probablement due au faible nombre de placettes sélectionnées. En effet un outil développé par l'ONG Winrock pour calculer le nombre de placettes à inventorier, afin de respecter des exigences de précision selon des méthodologies du mécanisme de compensation carbone MDP (Mécanisme de Développement Propre), précise que 69 placettes devaient être inventoriées pour un niveau de confiance de 90%.

Dans les zones de jachère, le taux de séquestration est estimé à 2,19 tC/ha/an entre 5 et 10 ans de jachère, et à 1,51 tC/ha/an entre 10 et 35 ans de jachère, ce qui est comparable avec l'étude de Kalaba et al. (2013). Le taux de séquestration est en moyenne élevé dans les premiers stades de régénération et ralentit par la suite. Pour les jeunes stades de régénération, ce taux est à nuancer en fonction de la pression sur le milieu. Les jachères dans les zones de fortes pressions sont caractérisées par un taux de séquestration très faible de 0,24 tC/ha/an. L'augmentation de la pression sur le milieu entraîne une diminution du stock de carbone.

Les anciens sites de villages présentent un stock de carbone total équivalent à celui de la forêt mature. Ceci rejoint les données de Kalaba et al. (2013) et William et al. (2008) et la conclusion que 30 à 40 ans de jachère sont suffisantes pour que le stock de carbone des jachères rattrape celui de la forêt mature. Toutefois ces observations, sont à relier à un contexte de faible perturbation du milieu, avec des jachères anciennes qui ont été complètement abandonnées, pendant de longues années, facilitant la régénération du couvert forestier.



### ANNEXE 3 : CARTE DE LA RNG ET DES INVENTAIRES DANS LES TROIS ZONES ETUDIEES



## ANNEXE 4 : COURBE D'ACCUMULATION DES ESPECES

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 végétale est représentée. Des relevés de surface de plus en plus grande ont été réalisés sur un demi-cercle (Tableau 11), le relevé du nombre d'espèces pour chaque surface d'échantillonnage, a permis de tracer la courbe aire-espèces (Figure 13).

Pour des raisons techniques les relevés test ont été réalisés sur un demi-cercle mais l'objectif est de réaliser les inventaires sur un cercle entier. Des placettes de forme circulaire ont été choisies car elles sont faciles à utiliser et minimisent les erreurs de comptage des arbres à la frontière.

Un ralentissement de l'accroissement de la courbe est visible à partir de 226 m<sup>2</sup>, ce qui correspond à un peu moins de la superficie d'un cercle de 9 m de rayon (254 m<sup>2</sup>).

Au final, nous avons choisis de réaliser les inventaires en jachères sur des cercles de 10 m rayon (314 m<sup>2</sup>), en vue des résultats de la courbe, des contraintes logistiques de terrain et de l'utilisation de cercle de 10 m de rayon dans les études précédentes (William et al. 2008).

Tableau 11 : Nombre d'espèces en fonction de l'aire échantillonnée

Rayon ½ cercle	Aire ½ cercle	½ Nombre d'espèces
8	101	18
10	157	21
12	226	28
14	308	31
16	402	33
18	509	36
20	628	37

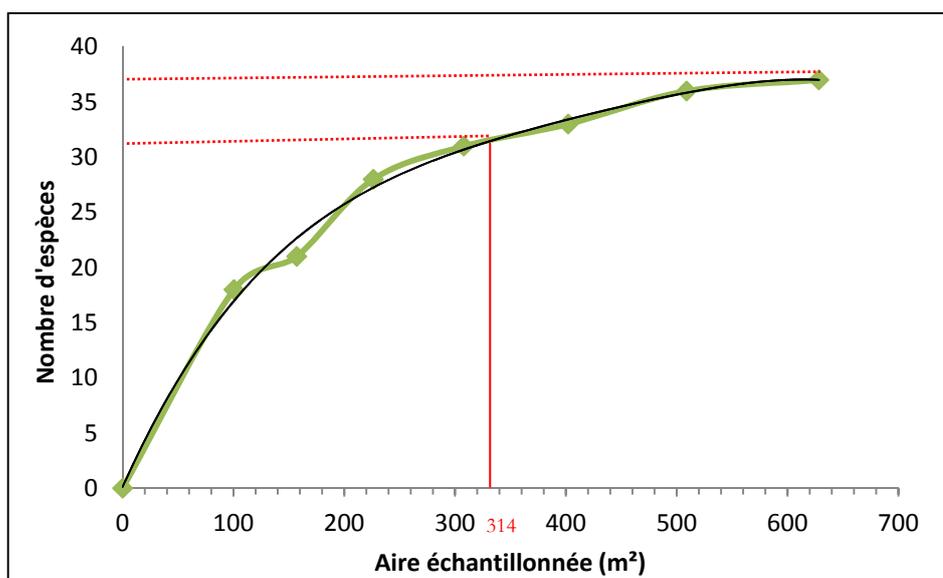


Figure 13 : Courbe d'accumulation des espèces.

## ANNEXE 5 : MATRICE DE DISSIMILARITES DE BRAY-CURTIS (EXEMPLE)

La matrice représentée ici a été calculée sur les données d'abondances en espèces, des sites regroupés par catégories de jachères (définie en fonction de la zone, du type de sol et de l'âge de la jachère).

L'indice de Bray-Curtis, varie entre 0 et 1 : 0 signifie que les deux catégories ont la même composition en espèces, et 1 signifie que les deux catégories n'ont pas d'espèces en commun.

A : Zone nord - sol sablo-argileux, B : Zone sud - sol sablo-argileux, C: Zone sud - sol sableux. Les chiffres correspondent à l'âge de la jachère.

	A3	A5	A10	B3	B5	B10	C3	C5
A5	0,11							
A10	0,23	0,18						
B3	0,24	0,26	0,26					
B5	0,32	0,35	0,35	0,24				
B10	0,25	0,27	0,31	0,23	0,24			
C3	0,24	0,25	0,32	0,21	0,29	0,23		
C5	0,28	0,35	0,38	0,31	0,31	0,21	0,24	
C10	0,32	0,36	0,38	0,36	0,30	0,24	0,25	0,18

## ANNEXE 6 : LISTE DES ESPECES INVENTORIEES

Cette annexe présente la liste des espèces botaniques inventoriées, lors de ce stage, en périphérie de la Réserve Nationale de Gilé, dans les 54 placettes de jachères (J) et les 9 placettes d'anciens villages (V). Les espèces inventoriées par l'équipe d'Etc Terra en 2015, dans les 19 placettes de forêt (F), sont également présentées.

L'actualisation taxonomique des noms scientifiques a été effectuée à partir du site internet *The Plant List* (*The Plant List* - 2013. Version 1.1. [En ligne]. <http://www.theplantlist.org/>, Consulté en août 2016).

Nom scientifique	Nom Lomwé	J	V	F
<b>ANACARDIACEAE</b>				
<i>Anacardium occidentale</i> L.	<i>Mucatho</i>	X	X	X
<i>Lannea schimperi</i> (Hochst. ex A.Rich.) Engl.	<i>Cagnopo, Canhupo</i>	X	X	X
<i>Lannea stuhlmanii</i> Engl.	<i>Mpopo, Npopwe</i>	X	X	X
<i>Mangifera indica</i> L.	<i>Manga</i>	X	X	
<i>Ozoroa obovata</i> (Oliv.) R.Fern. & A.Fern.	<i>Namapuiti</i>	X		X
<i>Sclerocarya birrea</i> (A.Rich.) Hochst.	<i>Munhulo, Mutxulo</i>	X	X	X
<b>ANNONACEAE</b>				
<i>Annona senegalensis</i> Pers.	<i>Muiepe</i>	X	X	X
<i>Cleistochlamys kirkii</i> (Benth.) Oliv.	<i>Mutarara, Nocola</i>	X		
<i>Xylopiya aethiopica</i> (Dunal) A.Rich.	<i>Mulupala, Murotxo-mulupalé</i>	X	X	
<b>APOCYNACEAE</b>				
<i>Diplorhynchus condylocarpon</i> (Müll.Arg.) Pichon	<i>Rocossi, Rocofi, Txocori</i>	X	X	X
<i>Holarrhena pubescens</i> Wall. ex G. Don	<i>Erecareca, Miwaka</i>	X		
<i>Tabernaemontana elegans</i> Stapf	<i>Eracaraca</i>	X		
<b>ARALIACEAE</b>				
<i>Cussonia arborea</i> Hochst. ex A. Rch.	<i>Nampupua</i>	X		
<b>BIGNONIACEAE</b>				
<i>Markhamia zanzibarica</i> (Bojer ex DC.) K.Schum.	<i>Murucurucu</i>	X		
<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	<i>Malafa, Mutereracoli</i>	X	X	
<b>BORAGINACEAE</b>				
<i>Cordia cf grandicalyx</i> Oberm.		X		
<b>BURSERACEAE</b>				
<i>Commiphora africana</i> (A. Rich.) Endl.	<i>Eyolowa</i>	X	X	
<i>Commiphora serrata</i> Engl.	<i>Eyolowa</i>	X		X
<b>CELASTRACEAE</b>				
<i>Maytenus sp.</i>	<i>Musocoma</i>	X		
<b>CHRYSOBALANACEAE</b>				
<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. Ex Benth.	<i>Mutxupi</i>	X		X
<b>CLUSIACEAE</b>				
<i>Garcinia livingstonei</i> T.Anderson	<i>Cawatxawatxe, Nveto</i>	X		X
<b>COMBRETACEAE</b>				
<i>Combretum adenogonium</i> Steud. ex A. Rich	<i>Djinama, Etxinama, Mucane</i>	X	X	X
<i>Combretum molle</i> R.Br. ex G.Don	<i>Ewupu, Macucu-amuana, Mocupo</i>	X	X	
<i>Combretum zeyheri</i> Sond.	<i>Mopacalawa</i>	X	X	X
<i>Pteleopsis myrtifolia</i> Engl. & Diels	<i>Muleva</i>	X	X	X
<i>Terminalia cf stenostachya</i> Engl. & Diels	<i>Mucocu</i>	X		
<i>Terminalia sericea</i> Burch. ex DC.	<i>Cucue, Namoro</i>	X		X
<b>CONNARACEAE</b>				
<i>Rourea orientalis</i> (Baill.) Baker	<i>M'purunha</i>	X	X	

Liste des espèces inventoriées (suite page 61 et 62) :

Nom scientifique	Nom Lomwé	J	V	F
<b>DIPTEROCARPACEAE</b>				
<i>Monotes engleri</i> Gilg	<i>Macucu</i>	X		
<b>EBENACEAE</b>				
<i>Diospyros kirkii</i> Hiern	<i>Camotxe, Muculuo</i>	X	X	
<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A.D.C.	<i>Iwuluti, Murriparipa</i>	X	X	X
<i>Diospyros sp</i>	<i>Nacuva</i>	X	X	X
<i>Diospyros verrucosa</i> Hiern	<i>Macaocao</i>	X		
<b>EUPHORBIACEAE</b>				
<i>Bridelia cathartica</i> Bertol.	<i>Namifaholoco, Napome</i>	X	X	
<i>Bridelia micrantha</i> (Hochst.) Baill.	<i>Muitxo</i>	X	X	
<i>Hymenocardia acida</i> Tul.	<i>Ewapao</i>	X	X	X
<i>Hymenocardia ulmoides</i> Oliv.	<i>Nacipalala</i>	X		
<i>Maprounea africana</i> Müll.Arg.	<i>Nimuario</i>	X	X	X
<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill.) G.L.Webster	<i>Munacali grande</i>	X		
<i>Margaritaria discoidea var. triplosphaera</i> Radcl.-Sm	<i>Munacali</i>	X	X	X
<i>Uapaca kirkiana</i> Müll.Arg.	<i>Macunapa, Namicueve, Tela</i>	X		X
<i>Uapaca nitida</i> Müll.Arg.	<i>Cossocore</i>	X		X
<b>FABACEAE</b>				
<i>Acacia karroo</i> Hayne	<i>Nipwipaso</i>	X		X
<i>Acacia nilotica</i> (L.) Delile	<i>Cacatxe, Koka, Nroca, Txicacocohe</i>	X		X
<i>Afzelia quanzensis</i> Welw.	<i>Mucolocope</i>	X	X	
<i>Albizia adianthifolia</i> (Schumach.) W. Wight	<i>Haitxe, Tamulucuta, Waitxe</i>	X		
<i>Albizia versicolor</i> Welw. ex Oliv.	<i>Mucuratxepo, Nevevereya</i>	X	X	X
<i>Amblygonocarpus andongenensis</i> (Oliv.) Exell & Torrey	<i>Namahoco, Namuoco</i>	X	X	X
<i>Bauhinia petersiana</i> Bolle	<i>Txitxipe</i>	X	X	X
<i>Brachystegia boehmii</i> Taub.	<i>Mutxacatxa</i>	X	X	X
<i>Brachystegia bussei</i> Harms	<i>Cocorro</i>	X		
<i>Brachystegia spiciformis</i> Benth.	<i>Murotxo</i>	X	X	X
<i>Burkea africana</i> Hook.	<i>Mucala</i>	X	X	X
<i>Caesalpinia rubra</i> (Engl.) Brenan	<i>Motxeha</i>			X
<i>Cassia petersiana</i> Bolle	<i>Reperepe</i>	X		
<i>Cassia sp.</i>		X		
<i>cf Philenoptera violacea</i> (Klotzsch) Schrire		X		
<i>Dalbergia melanoxydon</i> Guill. & Perr.	<i>Npivi</i>	X		X
<i>Dalbergia nitidula</i> Welw. ex Baker	<i>Enhene, Evico</i>	X		X
<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wilght & Arn.	<i>Txalala, Nantepete</i>	X	X	
<i>Entada abyssinica</i> A. Rich.	<i>Erirwa</i>	X		
<i>Erythrina abyssinica</i> DC.	<i>Namuculocoma</i>	X	X	
<i>Erythrophleum africanum</i> (Welw. ex Benth.) Harms	<i>Mucarara</i>	X	X	X
<i>Julbernardia globiflora</i> (Benth.) Troupin	<i>Nampacala</i>	X	X	X
<i>Millettia stuhlmannii</i> Taub.	<i>Jambire, Nampiri</i>	X	X	X
<i>Ormocarpum kirkii</i> S. Moore	<i>Mutxekele</i>	X		
<i>Pericopsis angolensis</i> (Baker) Meeuwen	<i>Muaca</i>	X	X	X
<i>Piliostigma thonningii</i> (Schum.) Milne-Redh.	<i>Fai fai, Nacarawa</i>	X		
<i>Pterocarpus angolensis</i> DC.	<i>Umbila</i>	X	X	X
<i>Pterocarpus rotundifolius</i> (Sond.) Druce	<i>Mutxiro</i>	X		X
<i>Bobgunnia madagascariensis</i> (Desv.) J.H. Kirkbr. & Wiersema (Syn: <i>Swartzia madagascariensis</i> Desv.)	<i>Nacuata</i>	X	X	X
<i>Tamarindus indica</i> L.	<i>Nawepa</i>			X

Note : Syn = Synonyme

Nom scientifique	Nom Lomwé	J	V	F
<b>FLACOURTIACEAE</b>				
<i>Flacourtia indica</i> (Burm.f.) Merr.	<i>Napifo, Napithou, Natxema</i>	X	X	X
<b>HYPERICACEAE</b>				
<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach	<i>Murimon, Murimowota</i>	X	X	
<b>IXONANTHACEAE</b>				
<i>Phyllocosmus lemaireanus</i> De Wild. & T.Durand	<i>Nacolopola, Naculane</i>	X	X	X
<b>LINACEAE</b>				
<i>Hugonia orientalis</i> Engl.	<i>Namavaca, Nauipahe, Natulo</i>	X	X	X
<b>LOGANIACEAE</b>				
<i>Strychnos cocculoides</i> Baker	<i>Maicawa, Sahicawa</i>	X	X	
<i>Strychnos madagascariensis</i> Poir.	<i>Culucua, Culucwo, Nakwele</i>	X	X	X
<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	<i>Coropali, Crobali</i>	X	X	X
<b>MELIACEAE</b>				
<i>cf Turraea nilotica</i> Kotschy & Peyr.		X	X	
<i>Ficus trichopoda</i> Baker.	<i>Eruwi</i>	X	X	
<b>OCHNACEAE</b>				
<i>Brackenridgea zanguebarica</i> Oliv.	<i>Mulucamo</i>	X	X	X
<i>Ochna natalitia</i> (Meisn.) Walp.	<i>Nassilopola, Mulucamo</i>	X		
<b>OLEACEAE</b>				
<i>Schrebera trichoclada</i> Welw.		X		
<i>Ximenia caffra</i> Sond.	<i>Impassire</i>	X	X	X
<b>PHYLLANTHACEAE</b>				
<i>Antidesma venosum</i> E.Mey. Ex Tul.	<i>Tapanhunha</i>	X	X	
<i>Pseudolachnostylis maprouneifolia</i> Pax	<i>Mutolo</i>	X	X	X
<b>POLYGALACEAE</b>				
<i>Securidaca longepedunculata</i> Fresen.	<i>Nakehi</i>	X		
<b>PRIMULACEAE</b>				
<i>Embelia xylocarpa</i> P.Halliday	<i>Nacotocoto</i>	X		
<b>RUBIACEAE</b>				
<i>Catunaregam obovata</i> (Hochst.) A.E. Gonç.	<i>Naciperere, Ciperepe, Namicori</i>	X	X	X
<i>Catunaregam spinosa</i> (Thunb.) Tirveng	<i>Muiwa</i>	X	X	
<i>Keetia venosa</i> (Oliv.) Bridson	<i>Norilu</i>	X		
<i>Rothmannia engleriana</i> (K. Schum.) Keay	<i>Mantxia, Nimatxi</i>	X	X	X
<i>Vaqueira cf apiculata</i> K.Schum.	<i>Mudiululu</i>	X		
<i>Vaqueira infausta</i> Burch.	<i>Impiviuvu, Mudiululu, Mufululo</i>	X	X	
<i>Crossopteryx febrifuga</i> (Afzel. ex G.Don) Benth.	<i>Naikope</i>	X	X	X
<b>SALICACEAE</b>				
<i>Dovyalis sp.</i>		X		
<b>SAPINDACEAE</b>				
<i>cf Dodonaea viscosa subsp. angustifolia</i> (L.f.) J.G.West	<i>Namotxe</i>	X	X	
<i>Zanha golungensis</i> Hiern	<i>Nicalapoa</i>	X	X	
<b>SCROPHORACEAE</b>				
<i>Sterculia quinqueloba</i> (Garcke) K. Schum.	<i>N'jonia, Ntonha, Ntxonha</i>	X	X	
<b>STERCULIACEAE</b>				
<i>Dombey cf rotundifolia</i> (Hochst.) Planch.	<i>Nicoria</i>	X	X	
<b>TILIACEAE</b>				
<i>Grewia transzambesica</i> Wild	<i>Mcuntreia, Mpara</i>	X		
<b>ULMACEAE</b>				
<i>Trema orientalis</i> (L.) Blume	<i>Mpara</i>	X		
<b>VERBENACEAE</b>				
<i>Vitex doniana</i> Sweet	<i>M'puru</i>	X		
<i>Vitex mombassae</i> Vatke	<i>M'puru, Nacuna</i>	X	X	
<i>Vitex payos</i> (Lour.) Merr.	<i>Mpuru</i>	X	X	X
<b>ZYGOPHYLLACEAE</b>				
<i>Balanites cf maughamii</i> Sprague	<i>Euyio</i>	X		
<i>Balanites pedicellaris</i> Mildbr. & Schltr.	<i>Mpasiri, Napitxi</i>			X

## ANNEXE 7 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LA RÉGÉNÉRATION NATURELLE ASSISTÉE (RNA)

### 1. Définition et origine :

La régénération naturelle assistée (RNA) est une méthode proposée par Dalmacio en 1986, qui vise à favoriser la régénération naturelle des espèces locales en mettant l'accent sur la stimulation et la protection des semis et des jeunes plants d'arbres déjà existants sur les sites dégradés, plutôt que la mise en place de nouvelle plantation forestière ((Dalmacio, 1986). La RNA a des avantages environnementaux, sociaux et agronomiques (Botoni et al., 2010). Elle permet de contribuer à la conservation de la couverture naturelle des forêts en terme de biodiversité et de stocks de carbone et ceci à moindre coût (Forestry Administration, 2005; Mercier et al., 2016). Elle permet également de maintenir et d'améliorer la fertilité des sols par le choix d'espèces fixatrices d'azotes par exemple (Akinnifesi et al., 2010), de protéger les terres de cultures à travers la lutte contre l'érosion éolienne et hydrique et de fournir des produits alimentaires et du bois de chauffe (Samaké et al., 2011; Berton, 2013; Mercier et al., 2016).

La RNA s'est développée dans la région de Maradi au Niger au milieu des années 1980 et s'est propagée dans d'autres régions du Niger et dans les pays du Sahel (Botoni et al., 2010). Dans plusieurs régions arides du Sahel elle a présenté de bons résultats (Botoni et al., 2010; Samaké et al., 2011; Bagnian et al., 2013; Peltier et al., 2007). Elle est également pratiquée pour restaurer des zones dégradées en Afrique de l'Est notamment en Ethiopie, Kenya, Ouganda, et Tanzanie (Chirwa, 2014). Des auteurs mentionnent des applications de la RNA en forêt de Miombo par exemple en Zambie et au Mozambique (Chirwa et al., 2015) mais il ne semble pas y avoir d'étude publiée pour le moment. Cependant un guide de sélection d'espèce de Miombo pour la régénération est en cours de préparation (Seleck et al. en préparation) et une thèse sur la résilience, la résistance et les filtres à la restauration du miombo en périphérie de Lubumbashi (Sud-est de la République Démocratique du Congo) va bientôt être publié (Hick A., en préparation).

### 2. Méthodes utilisées :

Les études publiées sur la RNA présentent des méthodes assez similaires avec des spécificités liées au contexte et à la localisation. Les méthodes de RNA sont constituées de deux étapes, une lors de l'installation d'une nouvelle parcelle et la deuxième lors de son entretien. Lors de l'installation d'une nouvelle parcelle, avant de couper les arbres, le sous-bois doit être clarifié et les arbres ayant des propriétés intéressantes pour leur rôle fertilisant (espèces fixatrices d'azote, espèces présentant des ectomycorhizes) ou pour leurs productions (bois de feu, bois d'œuvre, hôte de chenilles comestibles, fruits, plantes médicinales, etc) sont sélectionnés pour être conservés. La sélection se fait avec les agriculteurs sur la base de leur utilisation, de leur abondance, de la possibilité d'être associé aux cultures (la taille du houppier et la profondeur des racines seront des éléments importants) ainsi que des difficultés qui pourraient compliquer la préservation de l'arbre lors de l'abattage et brûlis (Samaké et al., 2011; Peltier et al., 2007; Gret, 2015). La sélection peut être basée sur des enquêtes qualitatives réalisées préalablement auprès des agriculteurs. Le Gret conseille de conserver les arbres semenciers (produisant ou sur le point de produire des semences) et les jeunes arbres qui ne gênent pas les cultures, s'ils sont suffisamment espacés les uns des autres (Gret, 2015).

### 3. Sélection des arbres à conserver :

La sélection des arbres à conserver pour la RNA dans la zone d'étude à déjà fait l'objet de quelques recherches (Baudron, 2009; Mercier et al., 2016). Le document de Séleck et al., peut être une bonne ressource également. Dans la zone d'étude certaines espèces comme *Brachystegia spiciformis*, *Brachystegia Boehmii*, *Julbernardia globiflora*, sont utilisées pour la production de charbon (Trégourès, 2015) ; *Annona senegalensis*, *Scelrocarya birrea*, *Combretum zeyheri*, *Vitex payos* pour la récolte de leurs fruits ; *Albizia adianthifolia*, *Albizia versicolor*, *Brachystegia boehmii*, *Brachystegia spiciformis*, *Julbernardia globiflora*, *Strychnos cocculoides* sont des espèces appartenant à la famille des Fabacées et peuvent être conservées pour la fertilité des sols (Prin, 2008; Mercier et al., 2016).

Le choix des espèces et des individus doit prendre en compte également leur résistance au feu. Les effets du feu sur les plantes sont très variables et dépendent du moment où se produit le feu de son intensité, des caractères intrinsèques et de l'état physiologique de la plante (Frost, 1996). Plusieurs auteurs ont listé les espèces de miombo tolérantes au feu (Trapnell, 1959; Cauldwell et Zieger, 2000). Zolho dans ces travaux à Nhambita au Mozambique, présente *Dalbergia melanoxylon*, *Acacia polyacantha*, *Cleistochlamys kirkii*, *Crossopteryx febrifuga*, *Pterocarpus rotundifolius*, et *Julbernardia globiflora* comme des espèces tolérantes au feu et *Bauhinia petersiana*, *Pseudolachnostylis maprouneifolia*, *Millettia stublmannii* et *Terminalia stenostachya* comme des espèces intolérantes au feu (Zolho, 2005). Le diamètre de l'arbre joue aussi un rôle dans la tolérance au feu. Cependant, ceci est très peu documenté. Une étude au Sahel a permis d'observer que les trois quarts des jeunes arbres inférieurs à 5 cm de diamètre meurent après le passage du feu alors que seulement 8 à 15 % des arbres de diamètre supérieur à 10 cm meurent (la hauteur de la mesure du diamètre n'est pas précisée) (Birnbaum, 2012). Les résultats de Ryan et William, ont montré une nette diminution du taux de mortalité avec l'augmentation du diamètre de 0 à 10 cm (diamètre mesuré à 10 cm au-dessus du sol) et qu'au-dessus de 10 cm le taux de mortalité n'était pas affecté par le diamètre (Ryan et Williams, 2011).



Champ en jachère et arbres laissés sur le champ pendant les cultures

Afin de ne pas créer de concurrence pour l'eau et la lumière entre les cultures et les arbres, il est important de déterminer le nombre d'arbres à conserver. Ce nombre dépend de la zone d'étude, du peuplement et de sa densité initiale. Peltier et al. au Sahel, conseillent de garder suivant la taille du houppier une densité de 100 arbres/ha avec au moins un arbre de chaque espèce utile, et si besoin de tailler le houppier pour minimiser l'ombre sur les cultures. Le Gret, conseille de garder 80 à 150 arbres à l'hectare. Les arbres à conserver sont marqués et les branchages au pied de l'arbre sont dégagés sur un rayon de 2m autour de l'arbre pour créer un pare-feu individuel. Les arbres non sélectionnés sont coupés puis brûlés.

#### 4. La coupe des arbres non conservés:

La méthode de coupe est importante à déterminer. En effet, la régénération après coupe varie en fonction de l'espèce, la hauteur de coupe et le diamètre de coupe (Faye, 2000; Luoga et al., 2004; Faye et al., 2013). Faye a observé une hausse du nombre de rejet quand la hauteur de coupe augmente (Faye, 2000). Les coupes trop basses peuvent également entraîner des infections fongiques (Luoga et al., 2004). Samaké et al., conseille de réaliser la coupe à 25-30 cm du sol pour favoriser les rejets (Samaké et al., 2011). Faye a montré qu'à 20 et 50 cm de hauteur de coupe, il y avait plus de rejet et une plus forte croissance de ceux-ci qu'en coupe raz chez les Combretaceae avec un nombre de rejets plus important et plus grand à 50 cm mais avec un diamètre basal plus important quand la coupe est effectuée à 20 cm (Faye et al., 2013). En effet, à 50 cm il y a une abondance des rejets adventifs résultant du développement de bourgeons issus de méristème primaires formés sur le bourrelet cicatriciel de front de coupe. Ces rejets sont généralement abondants et de grande taille contrairement aux rejets proventifs plus durables provenant de bourgeons dormants dont la croissance est stimulée par un stress (Faye et al., 2013). Les fortes croissances en hauteur des tiges issues des régénérations et la dominance de rejet adventif à cette hauteur peuvent entraîner un épuisement de la souche (Bellefontaine, 1998). Il serait donc préférable de ne pas couper trop haut pour favoriser les rejets proventifs mais ceci doit être variable suivant les espèces et est donc à valider après des observations sur le terrain.

La saison de l'année est un facteur important, le moment le plus propice est juste après la saison des pluies. L'angle de la coupe et la netteté de celle-ci sont également importants. Il faut utiliser des outils propres et éviter que la surface de la coupe ne soit creuse et ne retienne l'eau pouvant provoquer des entrées de microbes, champignons ou bactéries (Samaké et al., 2011; Gret, 2015).

Peltier et al. conseillent que si le brûlage a lieu, il doit être effectué après 2-3 pluies, pour limiter la violence du feu. Berton conseille de réaliser un brûlage contrôlé de la biomasse en faisant un brûlage en tas ou en andains et d'éviter les heures chaudes de la journée et les jours de grand vent (Berton, 2013).

#### 5. L'entretien des parcelles :

Lors de l'entretien des parcelles et avant les récoltes, des jeunes plants issus de souches, de graines, et de drageons qui se sont développée depuis l'abattage des arbres et le démarrage des cultures et dont il est estimé qu'ils ne seront pas trop gênants pour les cultures et utiles pendant la période de jachère (fertilité, production) sont sélectionnés et localisés avec un bâton (Peltier et al., 2014). Leur croissance est favorisée par des techniques de sarclages sélectifs, d'éclaircie et d'élagage pour éliminer la concurrence. Lors de ce sarclage, un ou deux rejets sont conservés sur chaque souche pour diminuer la concurrence et permettre aux rejets sélectionnés de croître plus rapidement (Gret, 2015). Samaké et al. conseillent de matérialiser les rejets avec des piquets pour éviter le piétinement, de protéger les jeunes plants contre les feux de brousse, de poser des tuteurs pour les individus fragiles et d'utiliser des cuvettes de retenue d'eau autour de chaque plantule pour favoriser l'humidité (Samaké et al., 2011). Il peut être préconisé de ne pas réaliser de brûlis excessif les années qui suivent et d'utiliser la biomasse herbacée en paillage ou en écobuage (Berton, 2013).

## 6. La gestion du feu :

Il est conseillé de protéger la parcelle contre les feux de brousse en réalisant un pare-feu autour de la parcelle pour créer une discontinuité dans le peuplement forestier et réduire l'intensité du feu. Le Gret préconise une largeur d'au moins 5 m de large, et de valoriser ce pare-feu en y semant une culture courte 3 mois avant l'arrivée de la saison sèche et de récolter avant la saison sèche. Le choix du type de pare-feu dépendra du sol, des moyens et des souhaits des agriculteurs. Il a été défini 4 types de pare-feu : le pare-feu nu, entièrement dégagé, il est efficace pour les petites surfaces ; le pare-feu sous végétation naturelle, brûlée annuellement par feu précoce ; le pare-feu cultivé constitué d'espèces précoces et les résidus sont enlevés après la récolte ; le pare-feu arboré dont le but est de créer un couvert dense et permanent pour empêcher les herbes de pousser, on pourra choisir des espèces à petites feuilles, car le tapis de feuilles tombées au sol est moins combustible (Arbonnier et Faye, 1988).

La gestion du feu est un élément important pour protéger et gérer les forêts de Miombo. Un moyen déjà utilisé dans certaines zones, peut-être d'effectuer des feux précoces, afin de brûler les broussailles en début de saison sèche, avant que l'herbe ne devienne trop sèche et trop dense, et ainsi éviter des feux plus intenses et plus dévastateurs plus tard dans la saison sèche (Chirwa, 2014). Cependant les recherches sur la gestion du feu sont très peu nombreuses et il existe très peu de résultats publiés.

## 11. REFERENCES DES ANNEXES

- Abbot P., Lowore J., Werren M., 1997. Models for the estimation of single tree volume in four Miombo woodland types. *Forest Ecology and Management*, (97), pp. 25-37.
- Akinnifesi F.K., Ajayi O.C., Sileshi G., Chirwa P.W., Chianu J., 2010. Fertiliser trees for sustainable food security in the maize-based production systems of East and Southern Africa. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, (30), pp. 615-629.
- Arbonnier M., Faye B., 1988. *Etude de la forêt classée de Koumpentoum. République du Sénégal.* Ministère de la Protection de la Nature. Direction de la Conservation des Sols, Dakar et Centre Technique Forestier Tropical (CTFT-France), fascicules 1, 2 et 3, 62, 77 et 70 pp.
- Baggnian I., Adamou M.M., Adam T., Mahamane A., 2013. Impact des modes de gestion de la Régénération Naturelle Assistée des ligneux (RNA) sur la résilience des écosystèmes dans le Centre-Sud du Niger. *Journal of Applied Biosciences*, 71 (1), pp. 5742-5752.
- Baudron F., 2009. *Farming Systems in the Buffer Zone of the Gilé National Reserve. Constraints & Opportunities.* 56 p.
- Bellefontaine R., 1998. *La multiplication végétative spontanée des ligneux sabéliens.* Rencontre des Chercheurs, Enseignants et Praticiens de la Multiplication Végétative des Ligneux Forestiers, Fruitières et Ornementaux. Communication sans actes.
- Berton S., 2013. *Evaluation du potentiel de diffusion de l'agroécologie dans la zone tampon de la Réserve Nationale de Gilé (RNG).* Rapport de mission. Agrisud International. 51 p.
- Birnbaum P., 2012. *Biodiversité au Sabel. Les forêts du Mali.* Quae, 175 p.
- de Boer W.F., 2000. Biomass dynamics of seagrasses and the role of mangrove and seagrass vegetation as different nutrient sources for an intertidal ecosystem. *Aquatic Botany*, 66 (3), pp. 225-239.
- Botoni E., Larwanou M., Reij C., 2010. *La régénération naturelle assistée (RNA): une opportunité pour reverdir le Sabel et réduire la vulnérabilité des populations rurales.* IRD Éditions.
- Brown S., Gillespie A.J.R., Lugo A.E., 1989. Biomass estimation methods for Tropical Forests with applications to forest inventory data. *Forest Science*, 35 (4), pp. 881-902.
- Brown S., 1997. *Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer.* FAO Forestry Paper-134. FAO, Rome.
- Brown S., 2002. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. *Environmental Pollution*, 116 (3), pp. 363-372.
- Cauldwell A.E., Zieger U., 2000. A reassessment of the fire-tolerance of some miombo woody species in the Central Province, Zambia. *African Journal of Ecology*, 38 (2), pp. 138-146.
- Chamshama S.A.O., Mugasha A.G., Zahabu E., 2004. Stand biomass and volume estimation for Miombo woodlands at Kitulangalo, Morogoro, Tanzania. *The Southern African Forestry Journal*, 200, pp. 59-70.

- Chave J., Andalo C., Brown S., Cairns M.A., Chambers J.Q., Eamus D., Fölster H., Fromard F., Higuchi N., Kira T., Lescure J.-P., Nelson B.W., Ogawa H., Puig H., Riéra B., Yamakura T., 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145 (1), pp. 87-99.
- Chave J., Coomes D., Jansen S., Lewis S.L., Swenson N.G., Zanne A.E., 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12 (4), pp. 351-366.
- Chave J., Réjou-Méchain M., Búrquez A., Chidumayo E., Colgan M.S., Delitti W.B.C., Duque A., Eid T., Fearnside P.M., Goodman R.C., Henry M., Martínez-Yrizar A., Mugasha W.A., Muller-Landau H.C., Mencuccini M., Nelson B.W., Ngomanda A., Nogueira E.M., Ortiz-Malavassi E., Pélissier R., Ploton P., Ryan C.M., Saldarriaga J.G., Vieilledent G., 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20 (10), pp. 3177-3190.
- Chidumayo E.N., 1997. *Miombo Ecology and Management: An Introduction*. IT Publications in association with the Stockholm Environment Institute. London.
- Chidumayo E.N., 2013. Forest degradation and recovery in a miombo woodland landscape in Zambia: 22 years of observations on permanent sample plots. *Forest Ecology and Management*, 291, pp. 154-161.
- Chirwa P.W., 2014. *Pratiques de restauration dans les zones dégradées d'Afrique de l'Est*. African Forest Forum, Working Paper Series, Vol. 2(11), 63 p.
- Chirwa P.W., Larwanou M., Syampungani S., Babalola F.D., 2015. Management and restoration practices in degraded landscapes of Southern Africa and requirements for up-scaling. *International Forestry Review*, 17 (3), pp. 31-42.
- Dalmacio V.M., 1986. *Assisted natural regeneration: a Strategy for cheap, fast, and effective regeneration of denuded forest lands*. Region 8, Tacloban City. Philippines, DENR., 18 p.
- Faye E., 2000. *Etude de la dynamique des souches ligneuses dans le cycle culture-jachère en zone soudanienne*. Mémoire de fin d'étude, 116 p.
- Faye E., Diallo H., Samba S.A.N., Touré M.A., Dramé A., Fall B., Lejoly J., Diatta M., Kairé M., De Cannière C., others, 2013. Importance de la méthode de coupe sur la régénération de Combretaceae du Bassin arachidier sénégalais. *Tropicultura*, 31 (1), pp. 44-52.
- Forestry Administration, 2005. *Guidelines for Site Selection and Tree Planting in Cambodia*. Cambodia Tree Seed Project/DANIDA. 90 p.
- Frost P., 1996. *The ecology of miombo woodlands*. In: Campbell, B. (Ed.), *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa*. CIFOR, Bogor.
- Gret, 2015. *Pratiques agroécologiques et agroforestières en zone tropicale humide*.
- Guy P.R., 1981. Changes in the Biomass and Productivity of Woodlands in the Sengwa Wildlife Research Area, Zimbabwe. *Journal of Applied Ecology*, (18), pp. 507-519.
- Henry M., Picard N., Trotta C., Manlay R.J., Valentini R., Bernoux M., Saint-André L., others, 2011. *Estimating tree biomass of sub-Saharan African forests: a review of available allometric equations*. Finnish Society of Forest Science Finland.

- IPCC, 2003. Forest Land. *Good practice guidance on land use, land-use change and forestry*.
- IPCC, 2006. *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*.
- Jew E.K.K., Dougill A.J., Sallu S.M., O'Connell J., Benton T.G., 2016. Miombo woodland under threat: Consequences for tree diversity and carbon storage. *Forest Ecology and Management*, 361 , pp. 144-153.
- Kalaba F.K., Quinn C.H., Dougill A.J., Vinya R., 2013. Floristic composition, species diversity and carbon storage in charcoal and agriculture fallows and management implications in Miombo woodlands of Zambia. *Forest Ecology and Management*, 304 , pp. 99-109.
- Ketterings Q.M., Coe R., van Noordwijk M., Ambagau Y., Palm C.A., 2001. Reducing uncertainty in the use of allometric biomass equations for predicting above-ground tree biomass in mixed secondary forests. *Forest Ecology and Management*, (146), pp. 199-209.
- Kuyah S., Sileshi G.W., Njoloma J., Mng'omba S., Neufeldt H., 2014. Estimating aboveground tree biomass in three different miombo woodlands and associated land use systems in Malawi. *Biomass and Bioenergy*, 66, pp. 214-222.
- Kuyah S., Sileshi G.W., Rosenstock T.S., 2016. Allometric Models Based on Bayesian Frameworks Give Better Estimates of Aboveground Biomass in the Miombo Woodlands. *Forests*, 7 (2), p. 13.
- Lu D., Chen Q., Wang G., Liu L., Li G., Moran E., 2014. A survey of remote sensing-based aboveground biomass estimation methods in forest ecosystems. *International Journal of Digital Earth*, 9 (1), pp. 63-105.
- Luoga E.J., Witkowski E.T., Balkwill K., 2004. Regeneration by coppicing (resprouting) of miombo (African savanna) trees in relation to land use. *Forest Ecology and Management*, 189 (1-3), pp. 23-35.
- Malimbwi R.E., Solberg B., Luoga E., 1994. Estimate of biomass and volume in miombo woodland at Kitulangalo Forest Reserve, Tanzania. *Journal of Tropical Forest Science*, 7 (2),.
- Mate R., Johansson T., Siteo A., 2014. Biomass Equations for Tropical Forest Tree Species in Mozambique. *Forests*, 5 (3), pp. 535-556.
- Menaut J.C., 1983. *The vegetation of african savannas*. In: F. Bourlière (ed.), *Tropical savannas*, Elsevier, Amsterdam, 109- 149.
- Mercier C., Grinand C., Randrianary T., Nourtier M., Rabany C., 2016. *Background study for the preparation of the Zambézia Integrated Landscapes Management Program* Corentin Merciera Clovis Grinanda Telina Randrianarya Marie Nourtiera Cédric Rabanyb. Report for Government of Mozambique and FCPF. Etc Terra., 196 p.
- Mugasha W.A., Eid T., Bollandas O.M., Malimbwi R.E., Chamshama S.A.O., Zahabu E., Katani J.Z., 2013. Allometric models for prediction of above- and belowground biomass of trees in the miombo woodlands of Tanzania. *Forest Ecology and Management*, 310 , pp. 87-101.

- Navar Chaidez J. de J., 2008. Allometric equations and expansion factors for tropical dry trees of eastern Sinaloa, Mexico. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10 (1), pp. 45–52.
- Peltier R., Njiti Forkong C., Ntoupka M., Manlay R., Henry M., 2007. Evaluation du stock de carbone et de la productivité en bois d'un parc à karités du Nord-Cameroun. *Bois et forêts des tropiques*, (294), pp. 39-50.
- Prin T., 2008. *Typologie et cartographie de la végétation de la Réserve Nationale de Gilé (Mozambique): Etude préalable à la réintroduction de grands mammifères*. Rapport de stage de second année. Université de Montpellier, Montpellier, 41 p.
- Ryan C.M., Williams M., Grace J., 2010. Above- and Belowground Carbon Stocks in a Miombo Woodland Landscape of Mozambique. *Biotropica*, pp. 1-10.
- Ryan C.M., Williams M., 2011. How does fire intensity and frequency affect miombo woodland tree populations and biomass? *Ecological applications*, 21 , pp. 48-60.
- Samaké O., Dakouo J.M., Kalinganire A., Bayala J., Koné B., 2011. *Régénération naturelle assistée - Gestion des arbres champêtres au Sabel*. ICRAF Technical Manual No. 16. Nairobi: World Agroforestry Centre, 40 p.
- Select M., Hick A., Ilunga wa Ilunga E., Kizila P., Lebrun J., Le Stradic S., Malaisse F., Mahy G., en préparation. *Guide to selected miombo species regeneration*. Gembloux, Belgique.
- Shirima D.D., Munishi P.K.T., Lewis S.L., Burgess N.D., Marshall A.R., Balmford A., Swetnam R.D., Zahabu E.M., 2011. Carbon storage, structure and composition of miombo woodlands in Tanzania's Eastern Arc Mountains. *African Journal of Ecology*, 49 (3), pp. 332-342.
- Shirima D.D., Totland Ø., Munishi P.K.T., Moe S.R., 2015. Does the abundance of dominant trees affect diversity of a widespread tropical woodland ecosystem in Tanzania? *Journal of Tropical Ecology*, 31 (4), pp. 345–359.
- Sitoe A.A., Tchaúque F., 2007. *Medição da biomassa florestal utilizando informação do inventário florestal*. Technical Report. Maputo, Ministério da Agricultura, Mozambique, 46 p.
- Trapnell C.G., 1959. Ecological results of woodland burning experiments in Northern Rhodesia. *Journal of Ecology*, 47 (1), pp. 129-168.
- Trégourès A., 2015. *La structuration des filières d'approvisionnement en bois énergie dans la province du Zambèze (Mozambique)*. Mémoire de fin d'étude. Agoparistech, Montpellier, 121 p.
- Williams M., Ryan C.M., Rees R.M., Sambane E., Fernando J., Grace J., 2008. Carbon sequestration and biodiversity of re-growing miombo woodlands in Mozambique. *Forest Ecology and Management*, 254 (2), pp. 145-155.
- Zolho R., 2005. *Effect of fire frequency on the regeneration of miombo woodland in Nhambita, Mozambique*. Mémoire de fin d'étude, University of Edinburg, 71 p.