REPUBLIQUE DU BENIN

--*-*-*

UNIVERSITE DE PARAKOU

--*-*-*

ECOLE DOCTORALE " SCIENCES AGRONOMIQUES ET DE L'EAU"

FRAGMENTATION ET DYNAMIQUE DE DISTRIBUTION DES FORETS NATURELLES SACREES DANS LA ZONE GUINEENNE DU BENIN

Thèse présentée pour l'obtention du grade de Docteur en Sciences Agronomiques de l'Université de Parakou, Bénin, défendue publiquement le 06 janvier 2017

Par

ALOHOU Evariste

Directrice de la thèse

Dr. Ir. Christine OUINSAVI, Maître de Conférences en Sylviculture et Biologie Forestière

Composition du jury

Président : Mr. KOKOU Kouami, Professeur Titulaire, Université de Lomé, Togo

Promoteur : Mme OUINSAVI Christine, Maître de Conférences, Université de Parakou, Bénin

Examinateur 1 : Mr OUMOROU Madjidou, Professeur Titulaire, Université de Parakou, Bénin

Examinateur 2 : Mr MAHAMANE Ali, Professeur Titulaire, Université de Diffa, Niger

Examinateur 3 : Mr GLELE KAKAÏ Romain, Professeur Titulaire, Université d'Abomey-Calavi, Bénin

Examinateur 4 : Mr NATTA K. Armand, Maitre de conférences, Université de Parakou, Bénin

Promoteur : Dr Ir. OUINSAVI, Christine A. I. N. Maître de Conférences des Universités (CAMES) en Sylviculture et Biologie Forestière, Faculté d'Agronomie, Université de Parakou

Pré-évaluateurs :

1- M. KOKOU Kouami, Professeur Titulaire, Université de Lomé, Togo
2- M. GLELE KAKAÏ Romain, Professeur Titulaire, Université d'Abomey-Calavi, Bénin
3- M. MAHAMANE Ali, Professeur Titulaire, Université de Diffa, Niger

Composition du jury :

Président : Mr. KOKOU Kouami, Professeur Titulaire, Université de Lomé, Togo

Promoteur : Mme OUINSAVI Christine, Maître de Conférences, Université de Parakou, Bénin

Examinateur 1 : Mr OUMOROU Madjidou, Professeur Titulaire, Université de Parakou, Bénin

Examinateur 2 : Mr MAHAMANE Ali, Professeur Titulaire, Université de Diffa, Niger

Examinateur 3 : Mr GLELE KAKAÏ Romain, Professeur Titulaire, Université d'Abomey-Calavi, Bénin

Examinateur 4 : Mr NATTA K. Armand, Maitre de conférences, Université de Parakou, Bénin

TABLE DES MATIERES

TABLE DES MATIERES iii
LISTE DES TABLEAUX x
LISTE DES FIGURES xii
LISTE DES PHOTOS xiii
REMERCIEMENTS xv
LISTE DES ABREVIATIONS ET ACRONYMES xviii
AVANT- PROPOS xx
RESUME xxi
ABSTRACT xxiii
INTRODUCTION GENERALE 2
1-INTRODUCTION 3
1.1 Contexte de la recherche 9
1.1.1 Existence des forêts sacrées plus ou moins conservées 9
1.1.2 Question des recherche 11
1.2 Objectifs de la recherche 12
1.2.1 Objectif global 12
1.2.2 Objectifs spécifiques 12
1.3 Hypothèses de recherche 12
1.4 Justification du choix de la zone de recherche 13
2.1. Position géographique de la zone de recherche 16
2.2 Description du modèle de représentation de la zone de recherche 18
2.3. Caractéristiques mésologiques de la zone de recherche 22
2.3.1. Hauteurs de pluies 22
2.3.2. Evaporation 24
2.3.3. Température 25
2.3.4. Vent 26
2.3.5. Sols et Géologie 27

2.3.6. Réseaux hydrographiques et Relief 29

2.3.7. Végétation et faune 29

2.4. Caractéristiques socio-économiques 30

2.4.1 Population 30

2.4.2 Groupe linguistiques 31

2.4.3. Infrastructure sociocommunautaire 32

2.4.4. Activités économiques 32

3.1. Introduction 35

3.2. Concept de la fragmentation des écosystèmes naturels 38

3.2.1. Origine du concept de fragmentation 38

3.2.2. Définition du concept de la fragmentation 39

3.2.3. Effets de la fragmentation 41

3.2.4. Principales théories de la fragmentation 42

3.2.4.1 .Théories de la biogéographie insulaire 42

3.2.4.2. Théorie des métapopulations 43

3.2.4.3 Modèle de l'écologie du paysage 44

3.3. Méthodes d'évaluation de la fragmentation 44

3.3.1. Approche spatiale et fonctionnelle 45

3.3.1.1 Modèle «tâches-corridors-matrice» 45

3.3.1.2 Modèle d'utilisation des mailles 46

3.3.1.3 Modèle d'analyse de la fragmentation par l'utilisation des indices 47

3.3.2. Approche spatiale et statistique : modèles d'autocorrélation spatiale 48

3.3.2.1 Semi-variogramme 48

3.3.2.2 Les indices d'autocorrélation spatiale.....50

3.3.3. Méthodes d'évaluation et observations empiriques de la fragmentation dans le monde 51

3.3.4. Méthodes d'évaluation et observations empiriques de la fragmentation au Bénin et dans la sous-région 53

3.4. Conclusion 55
4.1 Introduction 58
4.2 Matériel et méthode 60
4.2.1 Milieu d'étude 60

4.2.2 Echantillonnage et collecte des données 61

4.2.3 Traitement des données 62

4.3 Résultats 64
4.3.1 Typologie des forêts sacrées 64

4.3.2 Perceptions locales de la dynamique spatio-temporelle des forêts sacrées 66

4.3.3 Diversité des services offerts aux populations par les forêts sacrées 67

4.3.4 Variations de la fréquence relative de l'ensemble des services obtenus des forêts sacrées en relation avec le groupe socioculturel des populations locales 70

4.3.5 Relations entre services obtenus des forêts sacrées et groupes socioculturels des populations locales 72

4.4 Discussion 66
4.4.1 Typologie des forêts sacrées et perception locale de leur dynamique spatio-temporelle 66
4.4.2. Diversité des services offerts par les forêts sacrées et importance des croyances sur leur conservation 68

4.5 Conclusion 69
5.1. Introduction 67
5.2. Matériel et méthodes 68

5.2.1. Milieu d'étude 68

5.2.2. Echantillonnage et collecte de données 70

5.2.3. Analyses statistiques 71

5.3. Résultats 72

5.3.1. Végétation originelle sacrée 72

5.3.2. Période de sacralisation des forêts, services sociaux attendus et interdits institués 73

5.3.3. Déterminants de la dynamique évolutive des forêts sacrées 77

5.3.4. Perceptions locale des causes de la régression des forêts sacrées 78

5.3.5. Perceptions sur les facteurs favorisant la persistance des forêts sacrées 67

5.4. Discussion 67

5.4.1. La typologie de l'origine de création des forêts sacrées 67

5.4.2. Sacralisation des forêts et installation des peuplements humains 68

5.4.3. Facteurs prédominants dans la régression des forêts : colonisation, orientation politique et poussée démographique du Bénin 69

5.5 Conclusion 72

6.1 Introduction 74

6.2 Matériel et méthodes 76

6.2.1 Milieu d'étude 76

6.2.2 Echantillonnage et collecte des données 78

6.2.3 Traitement et analyse statistique des données 79

6.3 Résultats 82

6.3.1 Similarité spécifique entre les forêts sacrées et classées par grappe. 82

6.3.2 Similarité spécifique des forêts sacrées et classées par grappe en fonction de la distance. 83

6.3.3 L'influence de la fragmentation sur les espèces des forêts sacrées et classées par grappe. 85

6.3.4 Variation des paramètres écologiques et dendrométriques entre forêts et entre grappe 67

6.3.5 Variation structurale en forêts classée et sacrée par grappe 68

6.4 Discussion 68

6.4.1 Fragmentation et connectivité des forêts classées et sacrées 68

6.4.2 Influence de la fragmentation sur les espèces ligneuses 70

6.4.3 Effet de la fragmentation sur la structure diamétrique et en hauteur des ligneux 71

6.5 Conclusion 72

7.1 Introduction 75

7.2 Matériel et méthodes 77

7.2.1 Milieu d'étude 77

7.2.2 Espèces emblématiques étudiées 78

7.2.3. Echantillonnage et collecte de données 81

7.2.4 Traitement et analyse statistiques des données 67

7.3. Résultats 67

7.3.1. Variabilité des traits descriptifs des espèces emblématiques 67

7.3.2. Variabilité morphologique intra population d'espèce emblématique. 72

7.3.4. Structures des espèces emblématiques 76

7.3.4.1. Structures spatiales 76

7.3.4.1 Structures en diamètre.....77

7.4 Discussion 79

7.4.1 Variabilité des traits descriptifs des espèces emblématiques 79

7.4.2 Variabilité morphologique intra-populations d'espèces emblématiques 80

7.4.3 Caractéristiques structurales des espèces emblématiques 82

7.5 Conclusion 83
8.1. Introduction 86
8.2. Milieu d'étude 88
8.3. Matériel et méthodes 90
8.3.1. Catégorisation de la taille des forêts sacrées 90

8.3.2. Cartes d'occupation du sol 91

8.3.3. Appréciation des changements dans l'occupation et l'utilisation des terres 92

8.3.4. Probabilités de transition des modes d'occupation du sol 92

8.3.5. Taux annuel de déforestation 94

8.3.6. Scénarii futurs 94

8.4. Résultats 95
8.4.1. Typologie de taille des forêts sacrées 95

8.4.2. Evolution des occupations des sols dans les périodes de 1974 à 2010 96

8.4.3. Probabilité de changement des occupations des sols dans les périodes de 1974 à 2010 108

8.4.4. Taux de déforestation 115

8.4.5. Scénarii futurs 116

8.5. Discussion 122
8.6. Conclusion 127
9.1 Discussion des résultats 130
9.1.1 Dynamique interne et externe des forêts sacrées 130

9.1.2 Services écosytémiques des forêts sacrées : importance et déterminants des usages 131

9.1.3 Végétation originelle sacralisée 132

9.1.4 Facteurs déterminants et la fragmentation des écosystèmes forestiers 134

9.1.5 Connectivité spécifique entre catégories de forêts : une preuve de la fragmentation 136

9.1.6 Influence de la fragmentation sur la composition spécifique des forêts sacrées et classées par grappe 137

9.1.7 Influence de la fragmentation sur les espèces emblématiques 138

9.1.9 L'avenir des forêts sacrées 139

9.2 Forces et limites de la méthodologie 140

9.2 Conclusion et perspectives 145

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 151

Annexe 1 : Tableau 3. Matrice de probabilité annuelle de la grappe de Kétou 189

Annexe 2 : Tableau 5. Matrice de probabilité annuelle de la grappe de Pobè 190

Annexe 3 : Tableau 7. Matrice de probabilité annuelle de la grappe de Sakété 191

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2. 1 Hauteurs De Pluies Moyennes Mensuelles Au Niveau Des Postes Pluviometriques De Bonou Et Ketou Pour La Periode De 1981 A 2010 23
Tableau 2. 2 Temperatures Moyennes Mensuelles De L'air (°C) De Bohicon Pour La Periode De 1980 A 2010 25
Tableau 4. 1. Frequence Relative De Citation De La Presence Des Categories De Forets Sacrees Selon Les Populations Locales Des Differentes Regions Visitees. 66
Tableau 4. 2. Liste Des Especes Emblematiques Menacees, Rares Ou En Voie De Disparitions Des Forets Sacrees Des Localites Visitees. 67
Tableau 4. 3. Fonctions Par Types De Forets Sacrees. 68
Tableau 4. 4. Effets Des Caracteristiques Socioculturelles Des Enquetes Sur La Frequence Relative De L'ensemble Des Services Obtenus Des Forets Sacrees : Resultats De La Regression Beta.....71
Tableau 4. 5. Relation Entre Composantes Principales Et La Croyance (Religion) Des Populations Locales : Coefficient De Correlation (R) Et Probabilite De Signification (Prob.).....65
Tableau 6. 1. Especes Indicatrices Des Forets Classees Et Sacrees Par Grappe.....85
Tableau 6. 2. Analyse De La Variance Des Parametres Dendrometriques Des Arbres..67
Tableau 7. 1. Descripteurs Morphologiques Et Traits Physiques Des Especes Emblematiques Retenus. 82
Tableau 7. 2. Caracteristiques Morphologiques Des Sept Especes Emblematiques : Moyenne (Moy) Et Coefficient De Variation (Cv, %) 69
Tableau 7. 3. Resultats Des Analyses En Composantes De La Variance Sur Les Caracteristiques Morphologiques Des Troncs Et Houppier Des Sept Especes Emblematiques: Variance Et Pourcentage De Variation 70
Tableau 7. 4. Resultats Des Analyses En Composantes De La Variance Sur Les Descripteurs Morphologiques Des Feuilles Des Sept Especes Emblematiques : Variance Et Pourcentage De Variation 71
Tableau 7. 5. Comparaison Des Caracteristiques Dendrometriques Du Plus Vieil Individu A Celles Des Autres Individus De La Meme Espece : Resultats Des Tests De Conformite D'une Moyenne.....73
Tableau 7. 6. Comparaison Des Caracteristiques Morphologiques Des Feuilles Du Plus Vieil Individu A Celles Des Autres Individus De La Meme Espece : Resultats Des Tests De Conformite D'une Moyenne 74

Tableau 8. 1. Superficie (En Ha) Des Occupations Du Sol Dans Les Trois Grappes En 1974, 1986 Et 2010.....98
Tableau 8. 2. Matrice De Transition De L'utilisation /D'occupation Des Sols Des Periodes Observees (1974-1986-2010) De La Grappe De Ketou.....111
Tableau 8. 3. Matrice De Transition De L'utilisation /D'occupation De Sol Des Periodes Observees (1974-1986-2010) De La Grappe De Pobe.....112
Tableau 8. 4. Matrice De Transition De L'utilisation /D'occupation De Sol Des Periodes Observees (1974-1986-2010) De La Grappe De Sakete.....113
Tableau 8. 5. Taux De Deforestation (%) Suivant Le Type D'occupation De Sol Considere.....116
Tableau 8.3 A. Dynamique Des Occupations De Sol De 1974-1986 Dans La Grappe De Ketou 100
Tableau 8.3 B.. Dynamique Des Occupations De Sol De 2010 Dans La Grappe De Ketou 101
Tableau 8.4 A. Dynamique Des Occupations De Sol De 1974-1986 Dans La Grappe De Pobe.....102
Tableau 8.4 B. Dynamique Des Occupations De Sol 2010 Dans La Grappe De Pobe.104
Tableau 8.5 A. Dynamique Des Occupations De Sol De 1974-1986 Dans La Grappe De Sakete 105
Tableau 8.5 B. Dynamique Des Occupations De Sol De 2010 Dans La Grappe De Sakete 107

LISTE DES FIGURES

Figure 2. 1. Localisation Du Benin 16
Figure 2. 2 Dahomey Gap Adapte De Kokou Et Sokpon (2006) 17
Figure 2. 3.Representation De La Grappe De Ketou 20
Figure 2. 4 Presentation Des Grappes De Foret Classee- Forets Sacrees 21
Figure 2. 5 Variabilite Des Pluies Annuelles A Bonou Et Ketou De 1981 A 2010 (Source : Donnees Asecna) 23
Figure 2. 6 Evolution De L'evapotranspiration Potentielle (Etp) A Bohicon Pour La Periode 1981-2010 (Source : Donnees Asecna). 24
Figure 2. 7 Variations Des Moyennes Annuelles Des Temperatures De L'air (°C) A Bohicon Pour Periode De 1981 A 2010 (Source : Donnees Asecna). 26
Figure 2. 8. Evolution Mensuelle De La Vitesse Moyenne Du Vent Dans Le Sud-Benin Au Poste D'observation De Cotonou-Aeroport. 27
Figure 2. 9. Repartition Des Populations Entre 2002 Et 2013 30
Figure 2. 10. Repartition Des Groupes Ethniques 31
Figure 2. 11. Repartition Des Differents Groupes Religieux 31
Figure 3. 1. Illustration Des Concepts De Palier, Portee Et Pepite Dans L'analyse Du Semi-Variogramme. Adaptee De Bohling (2005) 49
Figure 4. 1. Presentation De La Zone D'etude. 60
Figure 4. 2. Proportion Des Personnes Enquetees Beneficiant Les Differents Services Des Forets Sacrees. 68
Figure 4. 3. Modele De Regression Beta Partitionne (Arbre De Regression Beta) De La Frequence Relative De L'ensemble Des Services Obtenus Des Forets Sacrees En Fonction Des Caracteristiques Socioculturelles Des Enquetes. 64
Figure 4. 4. Resultats De L'analyse En Composantes Principales.(A) Correlation Des Services Obtenus Des Forets Sacrees,(B) Projection Des Groupes Ethniques Et Classes D'age Dans Le Premier Plan Factoriel Forme Par Les Axes 1 Et 2. 65
Figure 5. 1. Presentation De La Zone D'etude 69
Figure 5. 2. Repartition Des Forets Sacrees Par Bloc 73
Figure 5. 3. Periodes (A) Et Raisons (B) De Sacralisation Des Forets Et Pratiques De Gestion (C)–Ma-Ap-Ah Periode Post-Independance Dirigee Par Les Presidents Hubert Maga, Apithy Et Ahomadegbe 74

Figure 5. 4. Projection Des Blocs De Forets Sacrees, Des Periodes Et Raisons De Sacralisation, Et Des Interdits (Pratiques De Gestion) Dans Le Plan Principale.....77
Figure 5. 5. Proportion Des Forets Sacrees En Regression Par Bloc.....77
Figure 5. 6. Frequences Des Differentes Perceptions Des Causes Du Declin Des Forets Sacrees –Legende : Trad. : Traditionnel ; Nouvelles Religions : Christianisme, Islamisme Etc.; Cultures De Rente : Arachide Et Coton. 67
Figure 5. 7. Facteurs Ayant Favorise La Persistance Des Forets Sacrees.....68
FIGURE 7. 1. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE. 77
FIGURE 7. 2. STRUCTURES SPATIALES DE CHAQUE ESPECE EMBLEMATIQUE PAR GRAPPE..... 77
FIGURE 7. 3. STRUCTURES EN DIAMETRE DES ESPECES EMBLEMATIQUES POUR L'ENSEMBLE DES GRAPPES 78

Figure 8. 1. Presentation De La Zone D'etude 89
Figure 8. 2. Nombre De Forets Sacrees Par Classe De Superficie Et Par Grappe 95
Figure 8. 3. Simulation De L'evolution Des Classes D'occupation Des Terres Sous Trois (3) Scenarii Futurs :(A) La Dynamique Observee Pendant La Periode De 1974-1986; (B): La Dynamique Observee Pendant La Periode De 1986-2010 Et (C): La Dynamique Observee Pendant Toute La Periode (1974-2010). 118
Figure 8. 4. Simulation De L'evolution Des Classes D'occupation Des Terres Sous Trois (3) Scenarii Futurs.:(B): La Dynamique Observee Pendant La Periode De 1986-2010 Et (C): La Dynamique Observee Pendant Toute La Periode (1974-2010). 120
Figure 8. 5. Simulation De L'evolution Des Classes D'occupation Des Terres Sous Trois (3) Scenarii Futurs: (A) La Dynamique Observee Pendant La Periode De 1974-1986; (B): La Dynamique Observee Pendant La Periode De 1986-2010 Et (C): La Dynamique Observee Pendant Toute La Periode (1974-2010). 122

LISTE DES PHOTOS

Photo 1. 1 Foret Semi-Caducifoliee Sacree De Adakplame, Commune De Ketou (Cliche Alohou, 2014) 10
Photo 1. 2. Foret Dense Seche Sacree Dansoun, Okeayo, Commune D'adja-Ouere) (Cliche Alohou, 2013) 10

Photo 4. 1. Entree D'une Foret De Societe Secrete (Cliche Alohou, 2013) 64
Photo 4. 2. Interieur D'une Foret Des Dieux/Genies (Cliche Alohou, 2013) 65
Photo 4. 3. Interieur D'une Foret Sacree Ancestrale/Cimetiere (Cliche Alohou, 2013) 65

REMERCIEMENTS

Une thèse n'a qu'un auteur, mais elle est le fruit d'un travail en partenariat avec de nombreuses personnes, avec qui j'ai beaucoup aimé travailler, et que j'aimerais remercier. J'aurai donc aimé faire preuve d'originalité pour marquer les esprits. Je vais au prime abord remercier mon Dieu pour son soutien à mon existence et donc me contenter de remerciements conventionnels en espérant qu'ils toucheront les gens à qui ils sont destinés à la hauteur de la sincérité que j'y mets.

Je souhaite remercier en premier lieu mon Ex Directeur de thèse, feu Professeur Nestor SOKPON, Ex Directeur du Laboratoire d'Etudes et de Recherches Forestières. Mes sincères hommages pour avoir donné forme à cette idée et pour en avoir fait un sujet de thèse. Il m'a initié et guidé mes premiers pas en recherche scientifique et en écologie forestière depuis mon inscription en Master jusqu'en thèse de doctorat au cours de laquelle il m'a notifié clairement toute sa satisfaction. Merci Professeur, de m'avoir fait confiance et d'avoir été toujours disponible.

Mes sincères hommages vont à l'endroit de ma Directrice de thèse, Docteur Ingénieur Christine OUINSAVI, Maître de Conférences des Universités (CAMES), qui a su vite prendre les commandes jusqu'à l'achèvement du présent travail qu'elle dirigeait avec Feu Professeur Nestor SOKPON. Ses conseils, ses encouragements et son aide m'ont été indispensables pour mener à bien ce travail.

Je remercie particulièrement les membres de mes comités de thèse notamment, Feu le Professeur Joseph AKPAKI pour leurs conseils, leurs encouragements et orientations indispensables pour l'aboutissement à terme de ce travail de recherche.

Je remercie également les membres de mon jury et en particulier les examinateurs d'avoir accepté consacrer une partie de leur temps pour évaluer cette thèse.

Mes remerciements vont à l'endroit du Docteur Ingénieur Charlemagne GBEMAVO pour sa rapide familiarisation au logiciel Géostatique venu des USA et utilisé pour l'analyse des données et Docteur Ingénieur Valère

SALAKO pour les travaux d'analyse et ses soutiens au quotidien à l'identification des outils d'analyse des données. Ils ont été et continueront d'être pour moi un modèle d'ouverture d'esprit, de consécration, de motivation.
Je remercie aussi toutes les personnes avec qui j'ai pu travailler pendant tout le temps et qui ont rendu ce travail de thèse un peu moins solitaire.
Merci à Félix Houéto pour tous les travaux de cartographie de la zone d'étude et pour avoir toujours répondu à mes questions.
Mes remerciements vont à l'endroit des Docteurs : Jacob YABI, Honorat EDJA, Doyen de la Faculté d'Agronomie, tous deux Maitres de Conférences, Professeur Madjidou OUMOROU pour leurs appuis..
Mes remerciements vont aussi à l'endroit de mes parents Théodore ALOHOU et Assiba DAGNISSE, qui m'ont élevé dans l'honneur et la dignité. Qu'ils reçoivent ce travail en signe de leur amour, de ma plus profonde admiration et de la fierté que j'éprouve d'être leur fils.
Mes remerciements et reconnaissances vont à ma très chère Sylvie VIAGBO dont les soutiens au quotidien ont été indispensables pour mener à bien ce travail. A tous mes enfants, que ceci serve encore plus d'un modèle de détermination et de persévérance afin de faire mieux que papa.
Je remercie également les collègues et amis du Laboratoire d'Etudes et de Recherches Forestières avec qui j'ai eu des discussions fructueuses et constructives dans une ambiance conviviale et familiale. Je veux citer Firmin AKPO, Bienvenue SOUROU, Towanou HOUETCHEGNON, Bienvenu HOUEHANOU et Murielle TONOUEWA.
Je ne saurais oublier l'appui constant de mes assistants de terrain. Il s'agit notamment de Marcel KOTCHOFFA, Roméo SOGBEGNON et de Loth AKPO, qui ont investi de leur temps et énergie pour contribuer à l'aboutissement de ce travail.
Toutes mes reconnaissances aux autorités locales et aux populations des villages riverains des forêts sacrées des communes de Dassa, Savè, Covè, Kétou, Zangnanado, Pobè, Ouinhi, Adja-ouèrè, Sakété, Ifangni, Dangbo, Bonou, Adjouhoun, Avrankou, Adjarra et Akpo-Missrété pour leur soutien, assistance et volonté de partage.

A toutes les personnes qui se retrouvent à travers ce travail et que je n'ai pas pu citer, je dis sincèrement merci.

LISTE DES ABREVIATIONS ET ACRONYMES

ABE	Agence Béninoise pour l'Environnement
ACP	Analyse en Composantes Principales
AIC	Corrected Akaike's 'Information Criterion'
APG	Angiosperms Phylogeny Group
ASECNA	Agence pour la Sécurité de la Navigation aérienne en Afrique et à Madagascar
CAMES	Conseil Africain et Malgache pour l'Enseignement Supérieur
CENAG REF	Centre National de Gestion des Réserves de Faune
CENATEL	Centre National de Télédétection et de Suivi Ecologique
CEMAG REF	Centre national du Machinisme Agricole du Génie Rural, des Eaux et des Forêts
ED	Ecole Doctorale
DGFRN	Direction Générale des Forêts et des Ressources Naturelles
DNR	Department of Natural Resources
ERDAS	Earth Resources Data Analysis System.
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
FEM	Fonds pour l'Environnement Mondial
FFEM	Fonds Français pour l'Environnement Mondial
FS	Forêts Sacrées
IFN	Inventaire Forestier National
INRAB	Institut National des Recherches Agricoles du Bénin
INSAE	Institut Nationale de Statistique et de l'Analyse Economique
IRHO	Institut de Recherche sur les Huiles et Oléagineux
GIZ	Agence Allemande de Coopération Technique (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit)
GLM	Modèle linéaire Généralisé,
GPS	Global Positioning System
GSC	Groupe Socio-Culturel
KfW	Banque Allemande pour le Développement

LEA	Laboratoire d'Écologie Appliquée
LERF	Laboratoire d'Etudes et de Recherches Forestières
MAEP	Ministère de l'Agriculture, de l'Élevage et de la Pèche
NMDS	Non-métric Multi-Dimensionnal Scaling,
ONAB	Office National du Bois
ONG	Organisation Non Gouvernementale
PAGEFCOM	Projet d'Appui à la Gestion des Forêts Communales
PBF II	Projet Bois de Feu phase II
PDC	Plan de Développement Communal
PGTRN	Projet de Gestion des Terroirs et Ressources Naturelles
PGFTR	Programme de Gestion des Forêts et Terroirs Riverains
PIFSAP	Projet d'Intégration des Forêts Sacrées dans le système des Aires Protégées du Bénin
PNUD	Programme des Nations Unies pour le Développement
ProCGRN	Programme de Conservation et de Gestion des Ressources Naturelles
PRRF	Projet de Restauration des Ressources Forestières
RBP	Réserve de Biosphère de la Pendjari
RGPH	Recensement Général de la Population et de l'habitat
UAC	Université d'Abomey-Calavi
UE	Union Européenne
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature et de ses ressources
UNEP	United Nations Population Fund
UNESCO	Organisation des Nations Unies pour l'Education, la Science et la Culture
UP	Université de Parakou
WAP	W, Arly, Pendjari : Protected Area Complex

AVANT- PROPOS

L'éthique et la symbolique font partie du problème et de la solution pour que les forêts remplissent un rôle dans l'économie verte. Leur bonne connaissance est un préalable à leur reconnaissance, à leur mise en dialogue et à leur réécriture par l'humain d'aujourd'hui dans le monde d'aujourd'hui. On notera que la prise en compte des significations symboliques de lieux a essentiellement pour effet de conserver des espaces, des rivières et des forêts, devenus sacrés. La réflexion symbolique s'insère dès lors mal, du moins *a priori*, dans la réflexion sur une utilisation rationnelle de la forêt vue comme « ressource ». Pourtant, à l'ère d'une mondialisation qui s'accentue, c'est sans doute l'un des défis du 21e siècle qu'il serait intéressant de relever pour humaniser les interventions humaines dans la nature.

L'évidence de la nécessité du discours scientifique et du discours économique ne doit pas faire oublier l'importance que revêt la forêt sacrée tant pour la pérennité des cultures que pour le bien-être mental et la vie spirituelle des humains. Voir les forêts comme de véritables « partenaires » et non seulement comme des « ressources » permet de repenser les interventions humaines dans la nature comme s'il s'agissait de mettre en œuvre un contrat qui devrait donner satisfaction tant à l'humain qu'à la nature.

Vouloir une reconnaissance culturelle de la forêt c'est «examiner la manière dont il est possible de renouveler la vision occidentale de la forêt en y intégrant celles des autres civilisations qui accordent une dimension culturelle à la forêt ou mieux, pour qui la forêt est d'abord une entité culturelle avant d'être une entité environnementale ou économique

Adapté de Villeneuve, 2012

RESUME

La structure de l'occupation des sols de la zone de transition guinéo-congolaise au Sud Est du Bénin, présente quelques rares massifs forestiers classés entourés des ilots de forêts sacrées, de jachères et de savanes, de zones d'habitations, de cultures, de plantations et de marécages. Ainsi, la dynamique de fragmentation des écosystèmes forestiers et son influence sur la richesse en espèces ligneuses des forêts sacrées a été étudiée au moyen d'une combinaison d'approches spatiales et fonctionnelles, ainsi que d'approches spatiales et statiques. La première approche a permis de produire des données qualitatives et quantitatives, pour cerner la perception de la dynamique spatiale et les services écosystémiques des forêts sacrées. Une méthode qualitative ethnobotanique utilisée sur la base d'un questionnaire adressé à un échantillon de 120 individus agés d'au moins 60 ans, a permis de cerner les types de végétation à l'origine de la sacralisation des forêts et les facteurs déterminants de la fragmentation des forêts. L'approche spatiale et statistique a permis d'utiliser des outils modernes d'analyse de données (positionnement multidimentionnel non paramétré, l'indice de Moran, espèces indicatrices) pour tester l'auto-corrélation des ligneux entre les forêts classées (massif original témoin) et les ilots de forêts sacrées (fragments). L'utilisation combinée de ces deux approches a permis de montrer les connectivités des fragments de forêts sacrées aux massifs classés. La dynamique spatio temporelle des formations forestières étudiée par une approche diachronique de trois scènes d'image satellite Landsat des années 1974 (Landsat Multi-Spectral Scanner), 1986 (LandsatThematic Mapper) et 2010 (Landsat Enhance Thematic Mapper plus) et dont les matrices de transition annualisées (1974-1986; 1986-2010 et 1974-2010) sont soumises au modèle de Markov, a permis de définir des scénarii futurs des formations forestières et d'apprécier la dynamique des forêts sacrées à l'horizon 2050. Les résultats ont révélé trois catégories de forêts sacrées à savoir, les forêts des dieux ou de génies, encore appelées les forêts des divinités, les forêts de sociétés secrètes et les forêts ancestrales/cimetières. Ces forêts sacrées offrent plusieurs services regroupés en trois catégories : régulation, approvisionnement et cultuel. Malgré ces biens et services offerts, les populations riveraines ont

perçu une dynamique régressive (interne et externe) des forêts sacrées. Plusieurs causes de la fragmentation du bloc forestier guinéo-congolais ont été identifiées. Les causes naturelles telles que la glaciation au pléistocène et les causes anthropiques à savoir : agriculture, l'exploitation forestière, les feux de végétation et l'urbanisation. Les déterminants qui ont favorisé cette fragmentation laissant apparaître des bosquets de forêts denses semi-décidues conservées par des pratiques magico-religieuses (sacralisation) sont anthropiques et confortés par les différentes politiques agricoles du Bénin. Ces facteurs ont affecté la taille, la composition floristique et l'isolation des fragments malgré les conditions climatiques favorables à la reconstitution de la forêt. L'évaluation de la fragmentation des écosystèmes forestiers par la connectivité ligneuse des forêts sacrées aux forêts classées a permis de mieux justifier qu'il y a eu fragmentation. Les structures des forêts sacrées révèlent un avenir incertain de la population ligneuse. La présence des espèces indicatrices, espèces forestières secondaires et envahissantes, a montré que la fragmentation est un danger pour les forêts sacrées. La simulation de la dynamique de formations forestières à partir des chaînes de Markov a révélé qu'à l'horizon 2050, les formations forestières vont sensiblement régresser ou disparaitront si aucune mesure de préservation ou de reconstitution n'est prise. L'intégration des forêts sacrées dans le système national des aires protégées comme aires communautaires constituera une avancée notable dans leur conservation.

Mots clés : fragmentation, forêt sacrée, dynamique évolutive du paysage, Bénin

ABSTRACT

Land cover pattern in the guineo-congolese transition zone of South-East Benin shows some forest reserves which are surrounded by fragments of sacred groves, fallows, savannah, farms, habitations, plantations and swamps. The current thesis aimed at understanding this pattern by assessing the dynamic of forest fragmentation and its effect on the sacred groves species richness. This thesis innovated in Benin a new method of assessing forests fragmentation that combined each of functional and statistical approach to the spatial one. Combination of functional and spatial approach allowed collecting quantitative and categorical data about ecosystem services and local populations' perception on the spatial dynamic of ecosystems. Statistical and spatial approaches were used to test auto-correlation between forest reserves species and those from sacred groves based on Multidimensional Positioning System, Moran index and indicator species analysis. Using this new method, it was able to explain the connectivity of sacred groves to forests reserves. We assessed the spatial and temporal dynamic of forests using three different Landsat images in order to define future scenarios and appreciate forests dynamic by the year 2050. Three categories of sacred groves including genus divinity sacred groves, ancestral and secret society sacred groves were identified. These groves of forest provide three important groups of services including regulation services, products supply and cultural services. However, population perceived a regressive dynamic of their sacred groves due to natural caused, human pressures including agriculture, bush fire, forest harvesting and growing urbanization. Determinants that favored fragmentation were human pressure associated to the national agricultural policies. These determinants affected the size, floristic composition and isolation of fragments though climatic conditions were found favorable to forests reconstitution. The assessment of forests fragmentation using original reserves species connectivity to those from sacred groves has demonstrated the real occurrence of fragmentation. Sacred groves populations' structure indicated bad news on the future state of trees populations. The presence of indicator species, less degraded forests and wild species indicated

that fragmentation appears as a danger for sacred groves. Simulation of forests dynamic using Markov model revealed a regressive trend of forests and their probable disappearance by the year 2050 if conservation measures were not strengthened.

Key words: fragmentation, sacred groves, dynamic of landscape, Bénin.

INTRODUCTION GENERALE

1-INTRODUCTION

La croissance démographique, l'avènement de l'ère industrielle et les énormes capacités d'intervention autorisées par l'utilisation des énergies fossiles, ont transformé profondément et transforment encore l'occupation des sols (Richards, 1990 ; Bruna et Oli, 2005, Andrieu, 2010). Ces transformations affectent la structure des paysages et s'accompagnent de nombreuses conséquences écologiques (Burel & Baudry, 1999 ; Andrieu, 2010).

En particulier, les transformations paysagères (perte et dégradation d'habitat) sont considérées comme une des causes principales de la perte de la biodiversité, au même titre que les changements climatiques (United Nations Population Fund, 2009), que ce soit à l'échelle locale, nationale ou globale (Sala *et al*., 2000; Hanski, 2005 et Andrieu, 2010). A l'échelle globale, le plus important impact de ces transformations sur l'écologie est la déforestation (Bamba, 2010).

En effet, la fragilité des forêts tropicales avait déjà été pressentie par quelques explorateurs du début du XX^{è}siècle. Auguste Chevalier écrivit ainsi en 1901 : « si fournies que soient les forêts vierges, si grande que soit la poussée de la végétation dans les pays tropicaux humides, ces forêts ne sont point inépuisables » (Aubréville, 1952 cité par Bamba, (2010)). La prise de conscience des scientifiques, au début des années 80, avait institué l'évaluation du potentiel forestier mondial et attiré l'attention de l'opinion sur la crise de déforestation sous l'ensemble des tropiques (FAO, 2002).

Ainsi en 2010, le potentiel forestier mondial était estimé à 4 milliards d'hectares soit 31% de la surface terrestre. Si le recul des formations boisées est général (-13 millions d'hectares entre 2000 et 2010), il tend à se ralentir au fil des décennies (Andrieu, 2010). A l'inverse, l'expansion des espaces cultivés va en s'accélérant : les terres cultivées ont augmenté de 331 millions d'hectares depuis la seconde guerre mondiale, contre 272 millions d'hectares entre le début du XIX^{è} siècle et 1945 (Burel & Baudry, 1999). La proportion de forêts primaires décroît (4 millions d'hectares par an) au profit des forêts gérées (57 % de la surface forestière mondiale) et des plantations (7% de la surface forestière mondiale) (FAO, 2010). Avec l'intensification de l'exploitation forestière, les

forêts naturelles se transforment peu à peu en petites surfaces de production où les peuplements sont le plus souvent d'âge homogène, mono spécifiques et où la diversité des espèces forestières de valeur décline progressivement (Hanski, 2000).

S'il est vrai que d'importantes zones de forêts demeurent encore, il est désormais largement admis que la ressource n'est pas inépuisable et que son utilisation judicieuse et durable est indispensable à notre suivie. Les forêts fournissent des ressources ligneuses précieuses, contribuent à la lutte contre la pauvreté rurale et à la sécurité alimentaire, puis aident à assurer des moyens de subsistance décents (FAO, 2015). Elles offrent à moyen terme des occasions prometteuses de croissance verte et procurent à long terme, des services environnementaux vitaux comme l'air pur et l'eau propre, la biodiversité et l'atténuation des changements climatiques. Ces services écosystémiques très sollicités ne sont pas restés sans conséquences.

En réalité, à l'échelle du globe, les forêts tropicales africaines appartiennent au centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais (Koffi, 2010). En Afrique sub-saharienne, on compte cinq centres régionaux d'endémisme avec une distribution plus ou moins continue. Ce sont les régions du Cap, Koro-Namib, Zambézienne, Guinéo-Congolaise et Somali-Massaï (White 1979 et 1983). Le centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais est le second plus grand bloc de forêts tropicales de la planète après celui du bassin Amazonien (Koffi, 2010). Il est réparti en trois sous-centres qui ont été définis sur la base de l'endémisme des espèces à savoir : Haut-Guinéen, Bas-Guinéen et Congolais. Le Haut-Guinéen est le bloc forestier de l'Afrique de l'Ouest. Ces trois sous-centres sont séparés par des végétations de rupture comme la trouée de savane du Dahomey (Gap Dahoméen) entre le Haut-Guinéen et le Bas-Guinéen.

Le Bénin appartient au Dahomey Gap qui est une barrière naturelle à la dispersion des espèces de forêt entre Haut-Guinéen et Bas-Guinéen. Les types et les compositions des formations végétales sont fortement influencés par cette position du pays dans le « Dahomey Gap » et fait du Bénin un pays non forestier. Cette réalité apparait aussi évidente que la nécessité de soustraire une partie des forêts naturelles à la pression des défricheurs a été ressentie par

l'administration coloniale au début du XX^{è} siècle (Bossou 2001, Houndagba *et al.,* 2004). Les documents de base ayant présidé le classement des forêts sont le décret forestier du 4 juillet 1935 et le rapport de la mission de l'ingénieur forestier au Dahomey (actuel Bénin) et au Togo (Aubréville, 1937). Les événements de la deuxième guerre mondiale avaient retardé les choses et ce n'est qu'à partir de 1945 seulement que le domaine forestier de l'État avait été institutionnalisé.

Aujourd'hui, la couverture forestière Béninoise est estimée à 4,31 millions d'hectares, soit 38,66% de la superficie du territoire béninois (FAO, 2015). Elle comprend environ 2,88 millions d'hectares (soit 19% du territoire national) de domaines forestiers classés de l'Etat, répartis entre deux parcs nationaux (843 000 ha), des réserves de faune (420 000 ha) et des forêts classées et périmètres de reboisement (1 436 500 ha). La perte du couvert forestier du Bénin a été estimée à 58 mille hectares par an de 1990 à 2015, ce qui équivaut à un taux annuel de déforestation évalué à 1,2% (FAO, 2015). Avec ce taux annuel de déforestation, le Bénin se situe parmi les pays à moyen taux de déforestation de la sous-région Ouest Africaine. Selon Fandohan *et al* (2013), une proportion variant entre 25 à 42 % des espèces végétales pourraient être menacées d'extinction, du fait d'une perte de 81 à 97 % des habitats favorables d'ici à 2085. Cette situation est le résultat des pratiques de culture itinérante sur brulis, de l'augmentation des besoins en bois d'œuvre, de la dépendance de la population des combustibles ligneux (bois de feu et charbon de bois) et de l'inefficacité d'une politique forestière adaptée.

Cependant, les relations que l'homme entretenait avec son milieu naturel ne sont pas toutes négatives. Les mythes et les croyances traditionnelles d'une population locale peuvent contribuer à la conservation efficace d'un écosystème forestier et des espèces menacées qui y sont inféodées. Les forêts sacrées, principaux abris de divinités, respectées, protégées par des interdits depuis des siècles (Sokpon *et al.,* 1998 ; Juhé-Beaulaton, 2005) sont reconnues pour ces mérites.

En effet, les forêts sacrées signalées en Afrique, en Asie et en Amérique latine, ont longtemps été reconnues comme un modèle endogène de conservation

durable de la diversité biologique. Il est reconnu que les croyances traditionnelles jouent un rôle capital dans la conservation des forêts et de leur biodiversité. Cependant, la table ronde sur le Sacré et l'Environnement, organisée par la Division des Sciences Sociales de l'UNESCO à Paris lors du Xe Congres Forestier Mondial en 1991, avait attiré l'attention des chercheurs à s'intéresser davantage à l'étude des forêts sacrées dans le monde. Dès lors, les forêts sacrées ont fait l'objet de nombreuses études au Kenya, au Congo et au Ghana. Au Benin, les dimensions socioculturelles des forets sacrées ont fait l'objet de quelques travaux. Mais, très peu d'études écologiques ont été menées sur les forêts sacrées considérées jusqu'ici, comme des éléments marginaux de végétation.

L'Etat béninois, conscient des enjeux liés à la gestion efficace des ressources naturelles et particulièrement des ressources forestières, a pris diverses mesures pour assurer leur protection et leur exploitation rationnelle. Cette volonté de promouvoir la gestion et l'utilisation durable des forêts, s'est traduite dans la nouvelle politique forestière adoptée en 2012, laquelle politique a mis l'accent sur (i) la nouvelle vision stratégique du secteur marquée par l'élaboration et l'adoption du Programme National de Gestion Durable des Ressources Naturelles, (ii) le repositionnement des acteurs à travers les transferts de compétence et de pouvoir aux collectivités territoriales dans la maîtrise d'ouvrage de la gestion durable des ressources naturelles du domaine forestier national relevant de leurs compétences, (iii) la stratégie de renforcement institutionnel du secteur forestier pour une gestion efficace et efficiente de toutes les catégories de forêts (forêts sacrées, forêts communautaires) et ressources naturelles du domaine forestier national.

Dans cette perspective, le sud du Bénin, une région dépourvue de massifs forestiers conséquents et où les fragments de forêts résiduels sont essentiellement des forêts sacrées, est aguerrie pour mieux opérationnaliser cette nouvelle politique forestière. Les forêts sacrées de cette zone sont de faible superficie, dispersées et très variées en termes de typologie et d'affectation cultuelle (Kokou et Sokpon, 2006). Si elles ont été longtemps ignorées, voire vilipendées, ces forêts sacrées et les pratiques qui s'y rattachent sont néanmoins

considérées comme de véritables sanctuaires de biodiversité végétale et animale (Kokou et Kokutse, 2006). De récents travaux de recherche forestière ont utilisé plusieurs approches (phytosociologique, ethnobotanique, cartographique) pour mieux rendre compte de l'organisation structurelle et fonctionnelle des écosystèmes forestiers naturels et semi-naturels. Ils ont contribué à mieux cerner l'interaction des facteurs écologiques (climat, topographie, sol) sur les formations végétales. Toutefois, très peu de travaux de recherche ont abordé le phénomène de la fragmentation forestière ou le processus ayant conduit à l'existence des ilots de forêts sacrées**.**

La présente thèse sur le thème : **«fragmentation et dynamique de distribution des forets naturelles sacrées dans la zone guinéenne du Benin**» vise à apporter des solutions pour une meilleure compréhension du phénomène de la fragmentation des forêts. Elle est structurée en neuf chapitres :

- La première partie présente en deux chapitres successifs : le cadre théorique de recherche et la présentation du milieu d'étude.
- La deuxième partie expose les méthodes utilisées et les résultats obtenus, organisés en six chapitres relatifs notamment (1) à la synthèse bibliographique sur la notion de fragmentation des espaces naturels et les concepts clés de la fragmentation, ainsi que sur l'évolution des méthodes et outils d'évaluation de la fragmentation, (2) à la perception locale et l'importance socioculturelle des forêts sacrées, (3) aux types de végétations à l'origine de la création des forêts sacrées et les facteurs déterminant leur fragmentation, (4) au modèle d'étude et d'évaluation du processus de la fragmentation d'un écosystème forestier, (5) à l'effet de la fragmentation sur les espèces emblématiques des forêts sacrées et (6) à la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol et l'avenir des forêts sacrées.
- Enfin, la troisième partie structurée en un chapitre, discute les résultats obtenus au regard des hypothèses, des questions de recherche et des méthodes utilisées ainsi que les implications de ces résultats pour une bonne prise de décision dans le cadre de la gestion des forêts sacrées.

PREMIERE PARTIE : CADRE THEORIQUE DE RECHERCHE ET PRESENTATION DU MILIEU D'ETUDE

CHAPITRE PREMIER: CADRE THEORIQUE DE LA RECHERCHE

1.1 Contexte de la recherche

1.1.1 Existence des forêts sacrées plus ou moins conservées

L'existence des forêts sacrées est signalée au Bénin depuis les années 1930 (Chevalier 1933). Elles ont été pour la première fois recensées grâce aux travaux de Agbo et Sokpon (1998). Pour un total de 2.940 recensés avec une superficie totale de 18.360 hectares[1] (environ 0,2% de la superficie du Bénin) (Sokpon et Agbo, 1999), les forêts sacrées jouent diverses fonctions au nombre desquelles les fonctions écologiques (8,40%), religieuse (61,15%) et socioculturelles (29,45%). La majorité de ces forêts sont de petite taille (70% ont une superficie variant de 0,1 à 5ha) (Sokpon et Agbo 1999).

En conséquence, il est aisé de remarquer que la valeur conservatoire des "forêts sacrées" n'est pas liée à leur taille, mais réside dans leur fonction cultuelle, écologique (refuge pour la diversité biologique) et thérapeutique (potentiel site de guérison et de plantes médicinales). Malgré leur intérêt socio-écologique, on peut considérer que les forêts sacrées sont encore mal connues (Deconchat *et al.,* 2007). Les forêts sacrées se retrouvent dans toutes les zones biogéographiques du Bénin (Akoègninou, 2004). Celles qui sont de grande superficie se retrouvent dans les départements des Collines, du Zou et du Borgou. Cependant, les départements de l'Ouémé et du Plateau détiennent le plus grand nombre de forêts sacrées au Bénin (PIFSAP, 2012). La richesse spécifique des forêts sacrées (individus de dbh égal ou supérieur à 10 cm) varie d'un type de forêt à l'autre, et est comprise entre 3 et 60 espèces (Sokpon *et al*., 1998 ; Sokpon et Agbo, 1999 ; Agbo, 2001). Les principaux types physionomiques qui composent ces forêts sacrées au Bénin se répartissent en quatre groupes (Kokou et Sokpon, 2006) :

- Les forêts semi-caducifoliées (Photo 1.1)
- Les variantes sèches des forêts semi-caducifoliées.
- Les forêts denses sèches (Photo 1.2).
- Les forêts littorales.

[1]D'autres auteurs estiment que ce nombre est sous-estimé, mais aucun recensement récent des forêts sacrées n'est disponible depuis.

Photo 1. 1 Forêt semi-caducifoliée sacrée de Adakplamè, commune de Kétou (Cliché Alohou, 2014)

Photo 1. 2. Forêt dense sèche sacrée Dansoun, Okéayo, Commune d'Adja-Ouèrè) (Cliché Alohou, 2013)

A part ces principaux types physionomiques, d'autres sites sacrés recensés sont des forêts-galeries, des forêts claires et des savanes boisées.
Les forêts sacrées dans leur majorité se sont révélées comme un modèle traditionnel de conservation durable de la biodiversité. Elles constituent une sorte de pépinières sur site et de réservoirs génétiques. Elles renferment également de nombreuses plantes médicinales. Sinsin et Owolabi (2000) ont répertorié 814 espèces appartenant à 130 familles botaniques possédant des vertus médicinales et dont la majorité se retrouve dans les forêts sacrées. Certaines espèces ligneuses de ces forêts comme *Milicia excelsa* entrent dans le traitement de plusieurs dizaines de maladies (Ouinsavi *et al.*, 2005). Les principaux facteurs qui ont permis la protection effective des forêts sacrées contre toute forme de destruction sont essentiellement la crainte des divinités que ces forêts abritent, les rituels qui sont rattachés à ces forêts, ainsi que leurs multiples utilités culturelles et cultuelles (Kokou et Sokpon, 2006). Malheureusement, le pouvoir des chefs traditionnels, des prêtres du culte vodoun et l'occultisme des divinités installées dans ces forêts ont considérablement baissé, de sorte que ces forêts sacrées sont, depuis quelques années, soumises à l'exploitation anarchique et à d'autres facteurs de destruction.

1.1.2 Question des recherche

Bien que les forêts sacrées soient des éléments rémanents du paysage, un questionnement a orienté les travaux de cette thèse. Ce questionnement à trait aux espaces forestiers morcelés et isolés, à la notion d'échelle spatiale caractérisant les processus écologiques et leurs perturbations, à la définition de fragmentation de massif forestier, à la répercution de la fragmentation des forêts sur la distribution de la végétation et, enfin aux limites de la connaissance relative aux méthodes d'évaluation de la fragmentation forestière. Ainsi, les questions de recherche formulées sont :
Comment les communautés locales perçoivent-elles la dynamique forestière et les services écosystémiques des forêts sacrées ?
Quelle est l'histoire locale sur la mise en place des forêts sacrées et les facteurs déterminant leur fragmentation forestière dans le couloir du Dahomey ?

Les forêts sacrées, éléments rémanents du paysage forestier morcelés et isolés, résultent-elles d'un processus de fragmentation forestière d'un bloc forestier ?
Quels sont les influences de la fragmentation forestière sur les espèces ligneuses emblématiques des forêts sacrées ?
Quel serait l'avenir des forêts sacrées dans un contexte de mutations et de changements globaux ?

1.2 Objectifs de la recherche

1.2.1 Objectif global

La présente thèse vise à comprendre la dynamique de fragmentation des écosystèmes forestiers et son influence sur la richesse des espèces ligneuses.

1.2.2 Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques poursuivis sont :

1. Analyser la perception locale de la dynamique forestière et l'importance des croyances sur les services écosystémiques et la conservation des forêts sacrées au sud Benin
2. Catégoriser les types de végétation à l'origine de la création des forêts sacrées et les facteurs déterminants de fragmentation ;
3. Analyser le processus de fragmentation et de la connectivité des forêts sacrées aux forêts classées ;
4. Déterminer l'influence de la fragmentation sur la dynamique des espèces ligneuses emblématiques.
5. Evaluer la dynamique spatio-temporelle des forêts afin de prédire l'avenir des forêts sacrées.

1.3 Hypothèses de recherche

La conduite de cette thèse s'est fondée sur une hypothèse générale et cinq hypothèses spécifiques. L'hypothèse générale de cette recherche est ainsi formulée : les forêts sacrées sont des reliques d'un ancien bloc forestier, représenté par les forêts classées de la zone d'étude ; les hypothèses spécifiques

de recherche formulées sont quant à elles, relatives aux objectifs spécifiques de cette thèse et se présentent comme suit :

- H1- Le maintien et l'existence des forêts sacrées dépendent des divinités abritées et de la diversité des services ecosystémiques offerts.
- H2-1- Les végétations originelles sacralisées varient dans le temps en fonction des groupes ethniques et de leur histoire de migration
- H2-2- La croissance démographique est le principal déterminant de la dynamique régressive.
- H3 - Les forêts sacrées sont issues d'un processus de fragmentation des blocs forestiers anciens.
- H4.- La fragmentation des ilots sacrés favorise l'érosion de la diversité spécifique et la raréfaction des espèces emblématiques.
- H5 - Le taux de déforestation des forêts sacrées est similaire à celui du couvert forestier de la zone d'étude.

1.4 Justification du choix de la zone de recherche

La zone d'étude choisie pour les travaux de thèse est la partie sud-est du Bénin située dans les quatre (04) districts phytogéographiques : Zou, Pobè, Plateau et Vallée de l'Ouémé. Ces districts phytogéographiques appartiennent aux zones chronologiques Guinéo-Congolien et Guinéo-Soudanien (Adomou, 2005). Cette zone abrite trois forêts classées (Dogo – Kétou, Icthèdè-Toffo et Sakété) et détient à elle seule, plus de la moitié du nombre total de forêts sacrées recensés au Bénin (Sokpon et Agbo, 1998, PIFSAP, 2012). Elle est la zone de transition de climat guinéen à deux saisons de pluies, avec une pluviométrie moyenne annuelle variant de 1100 mm à l'ouest à 1300 mm à l'est, vers la frontière nigériane.

La formation végétale originelle des plateaux de terre de barre est la forêt dense semi-décidue à *Celtis* spp. et *Triplochiton scleroxylon* dont on retrouve encore des vestiges sous forme de lambeaux et de forêts sacrées. Dans la dépression de la Lama séparant les plateaux de Sakété-Pobè, d'Allada et de Comè, de ceux d'Adakplamè, d'Abomey et de Kétou, on observe une forêt dense semi-décidue sèche sur vertisol. C'est dans ce contexte d'occupation du sol que peut se

vérifier la probabilité que les espaces forestiers morcelés et isolés sacrés résultent ou non d'un processus de fragmentation d'un paysage hétérogène composé d'ensembles d'écosystèmes en interaction (Forman et Godron 1986).

CHAPITRE DEUXIEME :

PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

CHAPITRE DEUXIEME : PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

2.1. Position géographique de la zone de recherche

La présente étude a été réalisée en République du Bénin. La République du Bénin est située en Afrique de l'Ouest, sur la côte du Golfe de Guinée entre les parallèles 6°25' et 12°30' de latitude nord, et entre 0°45' et 4° de longitude Est. Elle compte une population de 9, 983 884 millions d'habitants (RGPH 4) et est limitée par le Nigeria à l'Est, le Togo à l'Ouest, le Niger et le Burkina Faso au Nord et l'Océan Atlantique au Sud (Figure 2.1). Elle se présente comme une longue bande de terre mesurant environ 700 km du Golfe du Bénin (sud) aux rives du Niger (nord). La superficie du Bénin est de l'ordre de 114 763 km² (INSAE, 2015).

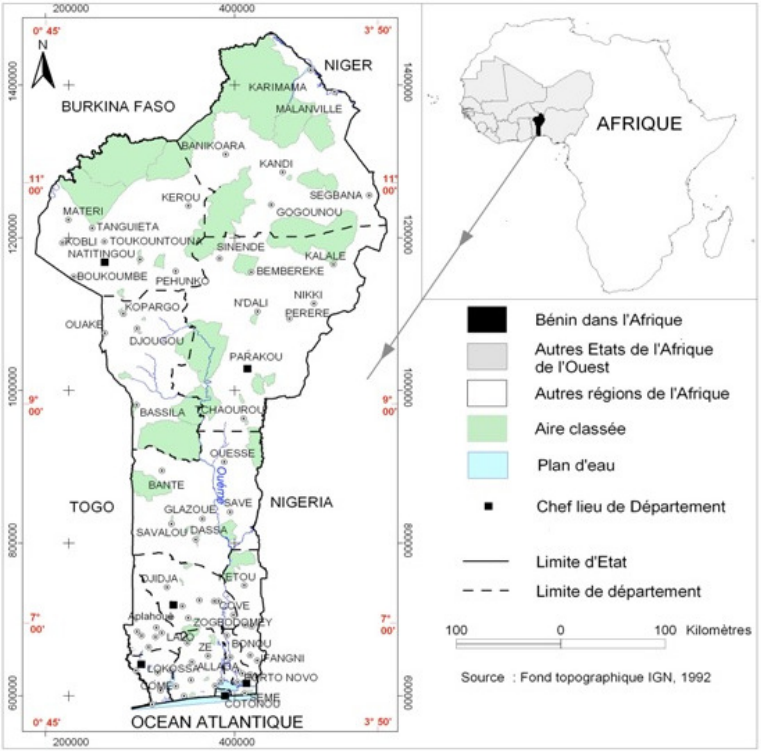


Figure 2. 1. Localisation du Bénin

La République du Bénin occupe la majeure partie du 'Dahomey Gap' qui est une interruption de la forêt dense sur la côte de l'Afrique de l'Ouest (Kokou et Sokpon, 2006). Peu de régions biogéographiques ont fait l'objet d'énigme comparable au phénomène du "Dahomey Gap" en cette partie de la côte ouest africaine où la savane arrive directement au contact des cordons littoraux (Figure 2.2).

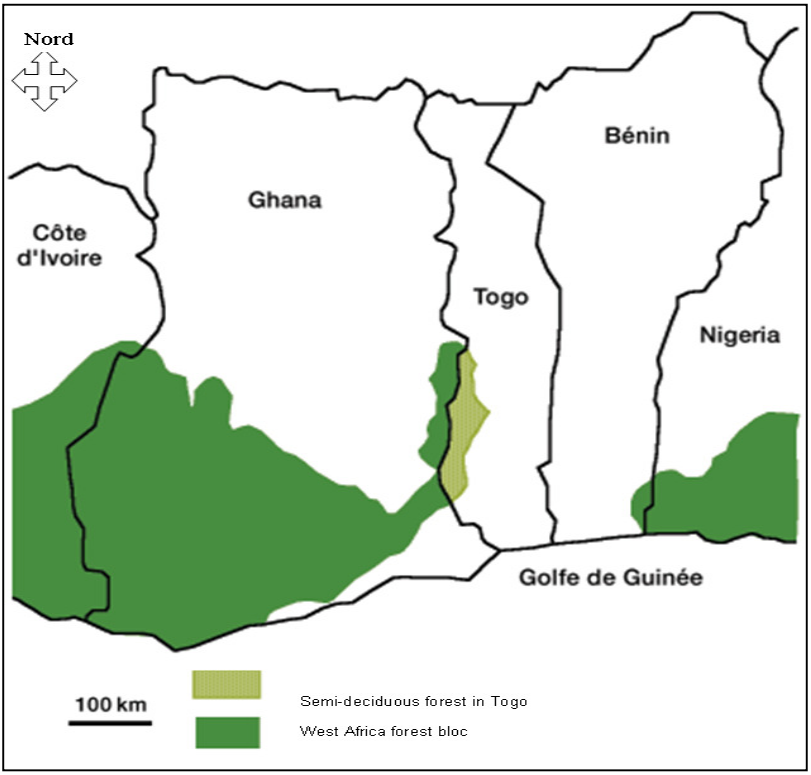


Figure 2. 2 Dahomey gap adapté de Kokou et Sokpon (2006)

2.2 Description du modèle de représentation de la zone de recherche

La zone d'étude a été circonscrite autour d'un rayon de 30 kilomètres du centre de chacune des trois forêts classées retenues (forêt classée de Dogo Kétou, Forêt classée Itchèdè-Toffo et la forêt classée de Sakété).

La forêt classée de Dogo-Kétou située dans la commune de Kétou, est composée du périmètre de Kétou (11 000 ha) érigé en forêt domaniale classée, par arrêté n° 2 426 S.E. du 2 avril 1955 et de la forêt de Dogo (31 850 ha) classée par arrêté n° 675 SE/ du 27 janvier 1955. Cette forêt comporte l'unique enclave d'Agonlin-Kpahou. Les droits d'usage reconnus par le décret du 4 juillet 1935 étaient accordés, la pêche et la chasse autorisées, ainsi que la culture du cacao sur tous les terrains aptes à cette spéculation. Ce sont des forêts denses, humides et semi-decidue, occupant les pentes des plateaux, les sommets et les dépressions (Adjanonhoun, 1968 ; Akouegninou, 1984). Les espèces rencontrées sont : *Triplochiton scleroxylon, Bombax costatum, Ficus exasperata, Ura crepitens, Terminalia superba, Ceiba pentandra et Piptadeniastrum africanum.* Aujourd'hui, la forêt classée Dogo-Kétou se trouve dans un état de dégradation avancé et est devenue depuis 2015, une zone de plantations de bois de feu de l'Office National du Bois (ONAB).

La forêt classée d'Itchèdè-Toffo est située dans la commune d'Adja-Ouèrè avec une ceinture de Plantations de *Tectona grandis* (7 ha), *Terminalia superba* (2 ha) et *Cedrela odorata* (2 ha) débordant sur la commune de Pobè et couvre une superficie d'environ 191 ha. Cette forêt doit aujourd'hui son bon état de conservation aux interventions de plusieurs projets.

La forêt de Sakété (60 ha) classée en 1942, est située à 1 km au Sud de la ville de Sakété. Cette forêt classée est composée d'une forêt dense humide semi-décidue à *Trilepiseum madagascariensis* et *Dichapetalum crassifolium* rencontrée sur des sols de type ferralitique de pentes ; la forêt inondable à *Anthonotha crassifolia* et *Symphonia globulifera*, rencontrée dans la vallée où le sol est de type sablo-argileux à engorgement temporaire et la forêt marécageuse à *Anthostema aubryanum* et *Alchornea cordifolia*, est établie sur les sols

sableux ou argilo-sableux et vaseux à hydromorphie permanente. La forêt classée de Sakété est actuellement enrichie avec de *Hevea brasiliensis*, *Tectona grandis* et *Erythrophleum suaveolens* (Adjapka, 2011).

Le modèle de représentation de la zone d'étude adopté pour mieux apprécier le processus de la fragmentation s'est inspiré de la théorie du noyau central (Abric, 1984) qui a permis de mettre en évidence la composition sociale par une représentation en éléments nucléaires autour desquels se tissent un ensemble d'éléments-tampon, ou périphériques. Dans le cas des présents travaux de thèse, la représentation dérivée de cette théorie est dénommée grappe de forêts qui est une maille circulaire de rayon 30 km, choisie comme un multiple du pas de temps de l'inventaire forestier national (IFN-DFS-PBF2, 2007) et centrée sur chaque forêt classée. La grappe est composée d'une forêt classée et de toutes les forêts sacrées circonscrites par le cercle (Figure 2.3).

Ainsi, les trois grappes de forêts classées-forêts sacrées composant le milieu d'étude sont les grappes de Kétou, Pobè et Sakété avec une zone d'intersection entre les deux dernières grappes (Figure 2.4). La composition des grappes se présente comme ci-dessous :

- la grappe de Kétou composée de la forêt classée de Dogo-Kétou, autour de laquelle sont retenues des forêts sacrées des communes de Kétou, de Zangnanado, de Dassa-Zoumé et de Savè se retrouvant dans le cercle défini (Figure 2.3).

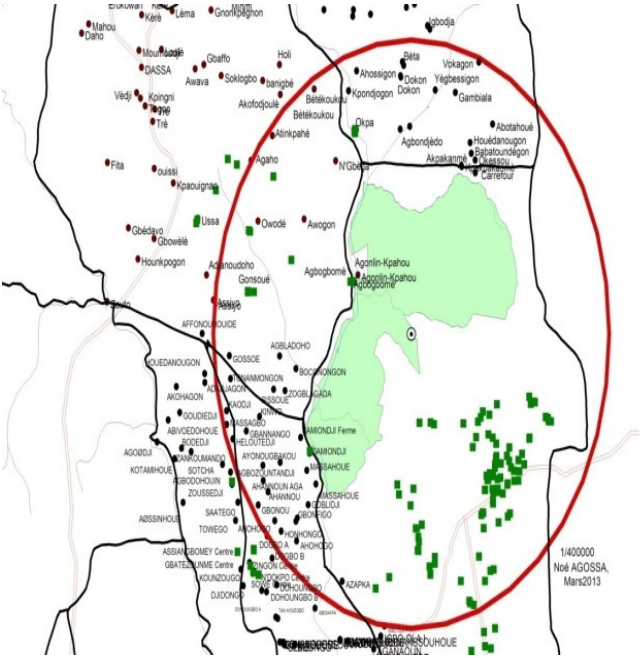


Figure 2. 3.Représentation de la grappe de Kétou

- la grappe de Pobè composée de la forêt classée de Itchèdè-Toffo autour de laquelle sont retenues des forêts sacrées des communes de Pobè, de Sakété, d'Adja-Ouèrè et de Ouinhi se retrouvant dans le cercle défini.
- et la grappe de Sakété est circonscrite autour de la forêt classée de Sakété, des forêts sacrées des communes de Sakété, d'Avrankou, d'Ifangni, d'Akpo-Misserété, d'Adjohoun, de Dangbo et de Bonou (Figure 2.4)

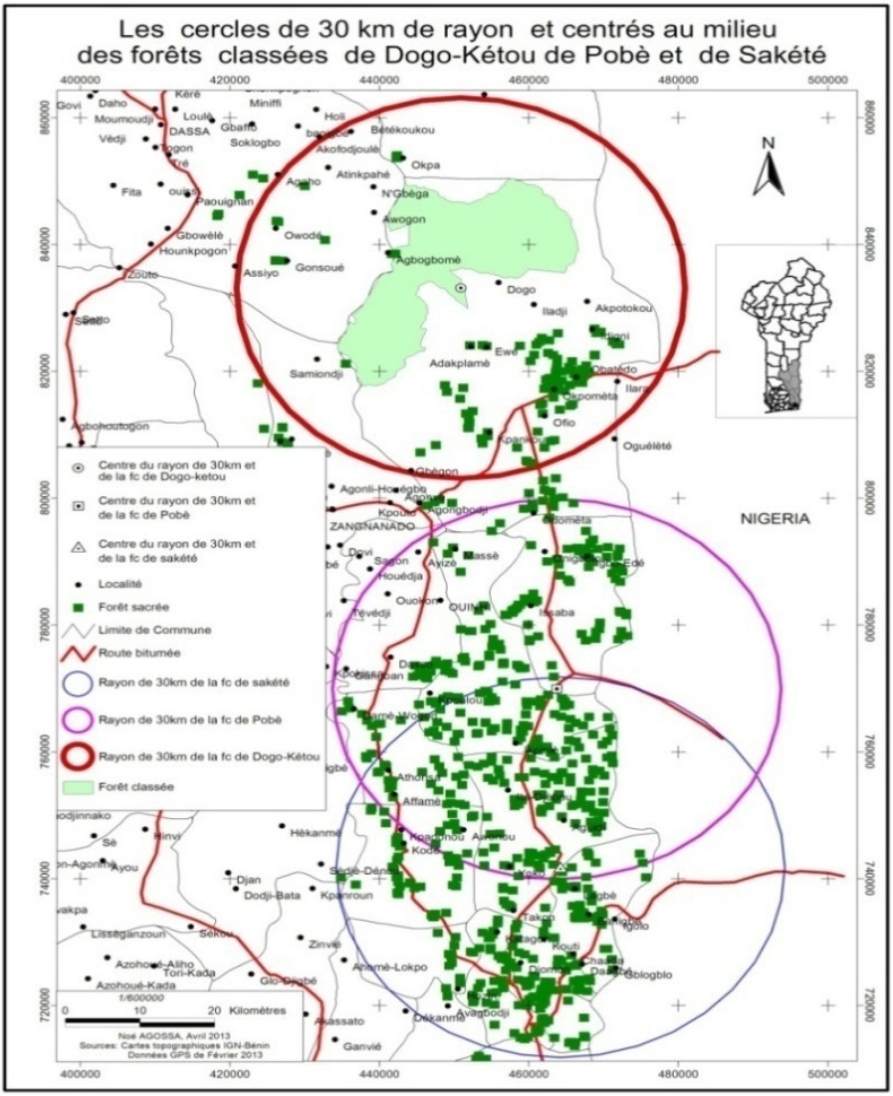


Figure 2. 4 Présentation des grappes de forêt classée- forêts sacrées

2.3. Caractéristiques mésologiques de la zone de recherche

Les données météorologiques présentées ci-dessous ont été relevées des stations météorologiques de Kétou et Bonou et des stations synoptiques de Bohicon et de Cotonou, qui sont les plus proches de la zone d'étude. Le climat de la zone d'étude est de type subéquatorial caractérisé par un régime bimodal à quatre saisons, réparties en deux saisons pluvieuses (mars–juillet et septembre-novembre) et deux saisons sèches alternées (août-septembre et novembre-mars) (Fanou, 2008 ; Tossa 2009). La pluviométrie varie de 1000 à 1100 mm/an, les températures moyennes sont de l'ordre de 27 ºC, l'insolation avoisine 1800 H/an, alors que l'humidité relative varie d'un minimum de 78 % en janvier/février à un maximum de 95 % en septembre (ASECNA, 2010). La crue au niveau du fleuve Ouémé est attendue entre juillet et mi-octobre, et la décrue entre mi-octobre et fin décembre (PGCBMC 2011).

2.3.1. Hauteurs de pluies

Les données de hauteurs de pluie enregistrées sur trente ans (1981 à 2010) ont été considérées. Les pluviosités de Bonou et de Kétou sont présentées au tableau 1. Les variations des moyennes mensuelles de hauteur de pluie dans le sud-est Bénin permettent d'observer une subdivision en deux classes de saisons : la grande saison pluvieuse qui va de mars à mi-juillet, la petite saison sèche de mi-juillet à août, la petite saison pluvieuse de Septembre à Novembre et la grande saison sèche qui va de décembre à février. Le rythme pluviométrique est alors de type bimodal. La pluviosité moyenne annuelle (1981-2010) est de 1205 mm pour Bonou et de 998 mm à Kétou, ce qui montre que Bonou est plus arrosée que Kétou. La durée de la saison des pluies varie de 6 à 7 mois pour la région. Les mois les plus arrosés sont les mois d'avril à juillet et de septembre à octobre.

Tableau 2. 1 Hauteurs de pluies moyennes mensuelles au niveau des postes pluviométriques de Bonou et Kétou pour la période de 1981 à 2010

Mois	Bonou	Kétou
Janvier	8,04	10,34
Février	28,33	15,67
Mars	68,10	53,58
Avril	133,56	106,19
Mai	146,62	116,05
Juin	197,27	150,60
Juillet	145,17	139,58
Aout	105,22	105,60
Septembre	135,37	170,01
Octobre	147,24	116,21
Novembre	68,58	12,87
Décembre	21,81	19,21

Source : Données ASECNA

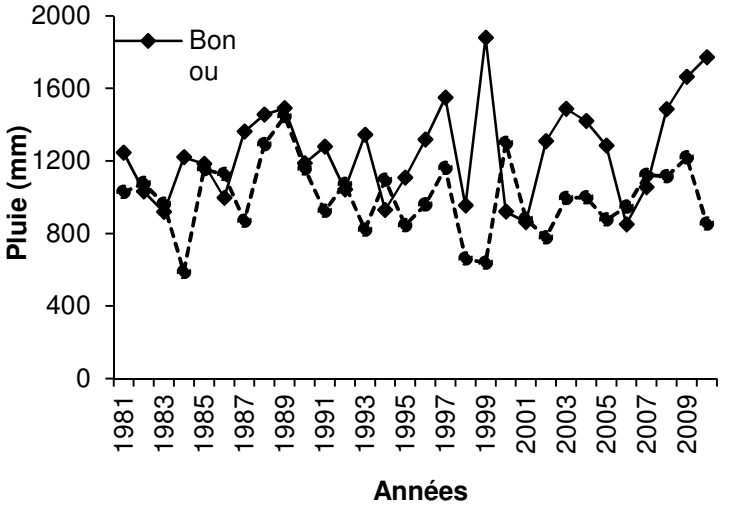


Figure 2. 5 Variabilité des pluies annuelles à Bonou et Kétou de 1981 à 2010 (Source : données ASECNA)

L'analyse des données annuelles de quantités de pluies tombées à Bonou et à Kétou montre de grandes variations (Figure 2.5). Les années 1999 et 2010 à Bonou et 1989 et 2000 à Kétou ont connu de façon particulière, les hauteurs de pluies les plus élevées. L'année la plus arrosée est 2010 qui a été à l'origine d'énormes dégâts.

2.3.2. Evaporation

La figure 2.6 présente l'évolution de l'évapotranspiration potentielle (ETP) dans la région de Bohicon au cours de la période de 1981-2010.

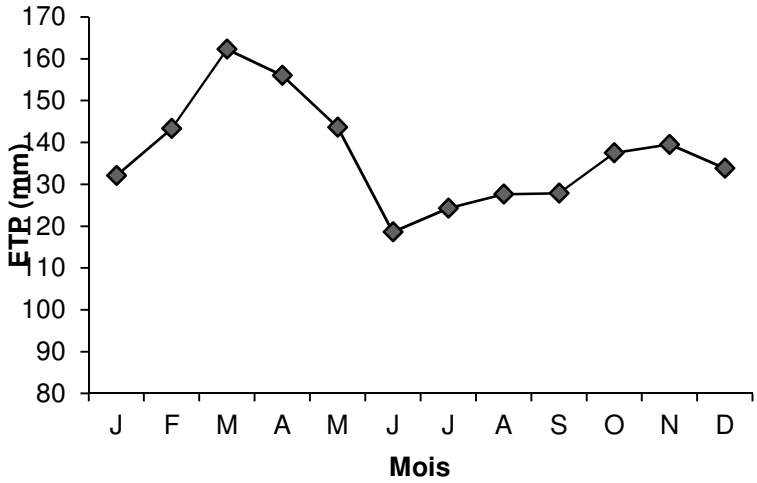


Figure 2. 6 Evolution de l'évapotranspiration potentielle (ETP) à Bohicon pour la période 1981-2010 (Source : données ASECNA).

La moyenne interannuelle de l'ETP est de 1646,6 mm à Bohicon. Pendant la période humide, l'ETP est faible. Elle est élevée pendant la saison sèche. Il y a un fort déficit des précipitations sur l'ETP de décembre à mars-avril.

2.3.3. Température

Du fait de la non-disponibilité des données pour les Communes de Sakété, de Kétou et Pobè, celles de la station synoptique de Bohicon ont été considérées puisque Bohicon était la station la plus proche dont les données étaient disponibles. Le tableau 2.2 présente les moyennes mensuelles des températures enregistrées dans cette station.

Tableau 2. 2 Températures moyennes mensuelles de l'air (°C) de Bohicon pour la période de 1980 à 2010

Mois	Moyenne	Ecart-type
Janvier	25,1	10,0
Février	28,4	10,4
Mars	32,0	9,4
Avril	32,3	7,8
Mai	30,9	6,7
Juin	29,0	5,6
Juillet	27,2	4,5
Aout	26,7	4,3
Septembre	27,3	4,7
Octobre	28,0	5,5
Novembre	27,5	7,9
Décembre	24,8	9,3
Année	**28,3**	**7,2**

(**Source :** Données ASECNA)

L'analyse de ce tableau indique les tendances suivantes : une période chaude (janvier à mai) et une période plus froide (fin juin à septembre) (Tableau 2.2). Les températures moyennes mensuelles les plus élevées sont enregistrées en Mars (32,3 °C) et les plus basses, en Décembre (24,8 °C). Cette basse température résulte de la période au cours de laquelle la mousson, un vent maritime humide, souffle sur la région donnant plus de fraîcheur. Les moyennes annuelles varient entre 27°C et 30°C. D'une année à l'autre, on note une

augmentation des températures moyennes comme indiquées sur la figure 2.7, traduisant un réchauffement progressif de l'air ambiant dans le milieu. Ceci pourrait s'expliquer par l'avancée des effets réchauffant du climat du nord à l'intérieur du pays. En effet, depuis les années 1970, la région du Golfe de Guinée, dont fait partie le Bénin et dont la climatologie en 1986 a été étudiée par Bokonon-Ganta (1987), subit comme le Sahel, les effets de la sécheresse, mais pas avec la même intensité. Les conséquences de celle-ci sur les écosystèmes et sur l'économie rurale ont été généralement moins sévères (Houndenou, 1999).

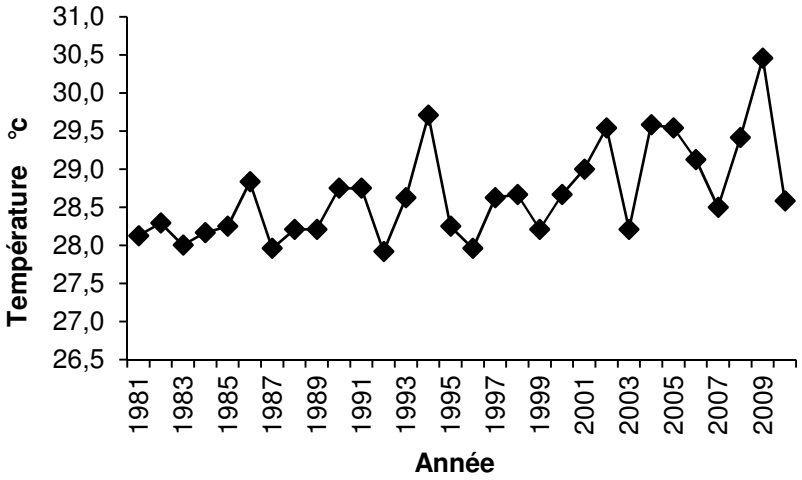


Figure 2. 7 Variations des moyennes annuelles des températures de l'air (°C) à Bohicon pour période de 1981 à 2010 (Source : données ASECNA).

2.3.4. Vent

La figure 2.8 illustre l'évolution mensuelle de la vitesse moyenne du vent dans le sud-Bénin extrait du poste de Cotonou. L'analyse de la figure dénote l'existence de deux types de vents qui dominent la zone. Il s'agit de l'harmattan et l'alizé maritime. D'avril à novembre, l'alizé souffle dans la direction sud-ouest avec une vitesse moyenne qui décroît de 3 m/s en avril à 2 m/s pendant la

période de Mai-Octobre. Sa vitesse maximale oscille entre 23 m/s et 30 m/s suivant les mois. Tandis que l'harmattan souffle du nord vers l'est sur toute la partie méridionale du Bénin, de décembre à janvier. Cette migration Nord-Est augmente le déficit de saturation de l'air et accentue encore les conditions d'aridité de la saison sèche. Sa vitesse moyenne n'excède pas 2 m/s avec un maximum de 12 à 14 m/s.

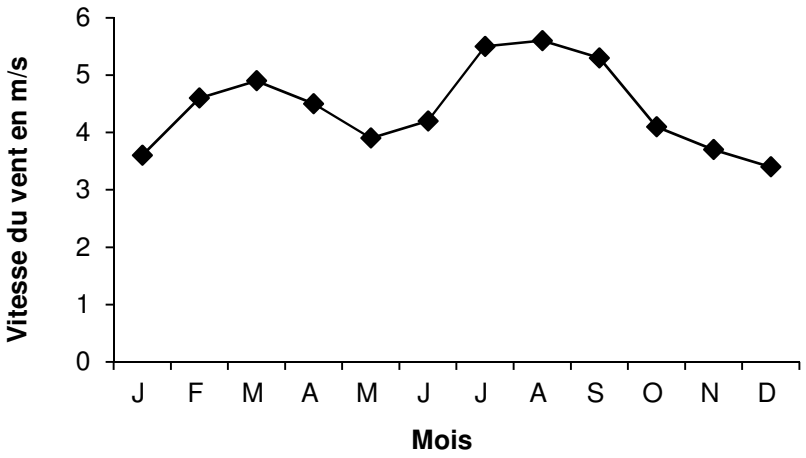


Figure 2. 8. Evolution mensuelle de la vitesse moyenne du vent dans le Sud-Bénin au poste d'observation de Cotonou-aéroport.

2.3.5. Sols et Géologie

Dans l'histoire géologique du Bénin, plusieurs formations rencontrées sont de l'étage Dahoméen du précambrien (Le Barbé *et al.,* 1993). A l'origine, cette formation était probablement constituée d'une part, d'une épaisse série de sédiments de plusieurs milliers de mètre comprenant des niveaux d'argile et d'argile-calcaire, et d'autre part, d'une série plétonique intrusive, formée de roches granitiques, granodioritiques, dioritiques ou gabbroïques. Ces formations ont ensuite subi un métamorphisme intense d'âge Dahoméen qui a abouti à leur

transformation en micaschistes et surtout en gneiss divers, paras et orthos. Les différentes formations géologiques rencontrées sont :

- le Continental Terminal : Dans la zone d'étude, les formations géologiques continentales post-éocènes, généralement appelées «Continental Terminal », sont rencontrées. Ces formations dépassent rarement une centaine de mètres et présentent un faciès sableux avec des niveaux plus ou moins argileux et gréseux. Les faciès du Continental Terminal inférieur sont généralement plus fins. Ces formations affleurent dans le sud du Bénin où leur altération aboutit à ce que l'on a convenu d'appeler les terres de barre (Azontondé, 1993).
- les formations de crétacé supérieur du bassin côtier : Cette formation de près de 300 m d'épaisseur, est constituée à la base d'un faciès continental (sableux à argilo-sableux) surmonté d'un faciès maritime (argileux, gréso-calcaire, sableux). Le faciès argilo-marneux de cette formation affleure au niveau des dépressions de Lama et d'Issaba.
- les formations éocènes : Elles sont aussi, de la formation du crétacé supérieur. A la base de cette formation de près de 300 m d'épaisseur, se trouve un faciès sableux qui devient ensuite gréso-calcaire, puis argilo-marneux. On rencontre ensuite un niveau calcaire de 5 m d'épaisseur qui est surmonté d'une épaisse série argilo-marneuse avec quelques intercalations calcaires. Au sommet de cette formation, on trouve deux formations phosphatées encadrant le Lutétien. Cette formation est affleurante dans la dépression d'Issaba.

Sur le plan pédologique, on rencontre principalement les sols ferralitiques, argilo-sableux fortement dégradés mais faciles à travailler, profonds avec une faible capacité de rétention et une nappe phréatique profonde. Les sols ferralitiques sont propices à la culture du palmier à huile, du manioc, du maïs et des agrumes. Les sols de types ferrugineux tropicaux, terres de barre et sols très argileux humifères sont fertiles mais souvent très difficiles à travailler. Les vertisols modaux, sont une formation pédologique apte à la culture du maïs dont la région détient le record national de production, aux cultures maraîchères et

légumineuses. Les sols hydromorphes minéraux, sont très riches en matière organique et minérale.

2.3.6. Réseaux hydrographiques et Relief

Le réseau hydrographique de la zone d'étude est dense avec le plus important cours d'eau (le fleuve Ouémé) auquel viennent s'ajouter le confluent Sô, les rivières telles que Isson, Dogo, les marigots tels que Mamagué, Tolossi, Aguidi, etc., les lacs Hlan, Hounhoun, et quelques ruisseaux quasi permanents tels que la réserve botanique de l'ex. Institut de Recherche sur les Huiles et Oléagineux (IRHO), Itchèko, Itché, Iwin, Ebé, Idi, etc. Ces cours d'eau sont propices à l'exploitation halieutique parce qu'ils regorgent d'une diversité de ressources halieutiques (INSAE, 2004). Le relief du Bénin ne présente pas de grandes dénivellations : on dit qu'il est peu accidenté. La seule région accidentée qui est située au nord-ouest, est la chaîne de l'Atacora dépassant 400 m. L'ensemble est constitué par quatre formes principales, à savoir : la plaine côtière, les plateaux, les dépressions, la pénéplaine cristalline et la chaîne de l'Atacora (Adam et Boko, 1993; Laleyè, 2005). Le relief de la zone d'étude est constitué de plateaux et de dépression.

2.3.7. Végétation et faune

La végétation de la zone d'étude est caractérisée par la présence de forêts (dense humide, dense sèche), de régions boisées, de savanes arborée et arbustive et des forêts galeries. On rencontre également des lambeaux de forêts (forêts-sacrées, et d'autres îlots forestiers). Toutes ces forêts, bien qu'elles ne soient pas classées sont des aires entièrement protégées par les populations. Les essences qui s'y trouvent sont diverses et variées. Les ligneux dominants des forêts sacrées sont *Celtis africana, Albizia zygia, Cola grandifoliola, Ceiba pentandra, Antiaris toxicaria, Dialium guineense, Milicia excelsa, Triplochiton scleroxylon, Bombax costatum, Ficus exasperata, Ura crepitens, Terminalia superba.* (PIFSAP, 2013). Suivant le rapport du répertoire actualisé (PIFSAP, 2012), cette zone d'étude compte le plus grand nombre de forêts sacrées au Bénin, qui abritent encore une minorité d'espèces animales, notamment des

singes, des aulacodes, des écureuils, des rats palmistes, des francolins, des lièvres et aussi des céphalophes.

2.4. Caractéristiques socio-économiques

2.4.1 Population

La population cumulée de la zone d'étude est estimée à 1310144 habitants (INSAE 2013) avec 635512 hommes contre 674542 femmes. Par contre, en 2002 cette population était estimée à 883076 habitants avec 422430 hommes et 455159 femmes. Soit une augmentation de la population de 427068 habitants entre 2002 et 2013 (Figure 2.9).

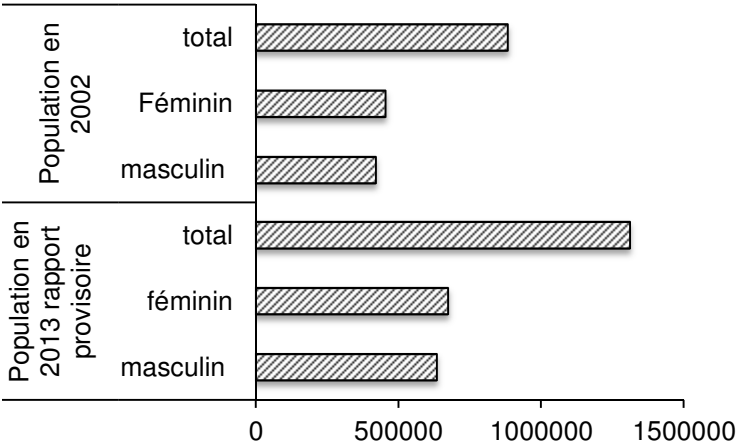


Figure 2. 9. Répartition des populations entre 2002 et 2013

En considérant les familles linguistiques et socioculturelles, trois groupes ethniques sont majoritairement identifiés dans la zone d'étude. La répartition de ces grands groupes ethniques dans la zone indique que les Fon et apparentés dominent avec 55 % de la population estimée, suivis des Yorouba et apparentés (35 %), des Adja et apparentés (4%) et les autres ethnies constituées des étrangers et d'autres ethnies minoritaires (Figure 2.10).

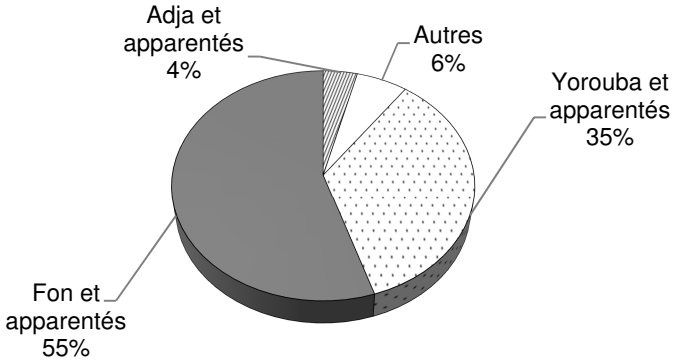


Figure 2. 10. Répartition des groupes ethniques

2.4.2 Groupe linguistiques

Ces grands groupes ethniques pratiquent différentes religions dont le catholicisme (40%) et les religions traditionnelles (16 %) sont les plus importantes (Figure 2.11). Ces deux religions sont suivies de l'Islam (14%) et du christianisme protestant (12%), puis viennent le christianisme céleste, les autres christianismes (8%) et d'autres religions (1%). Enfin, 9 % de la population ne pratiquent aucune religion (INSAE, 2013).

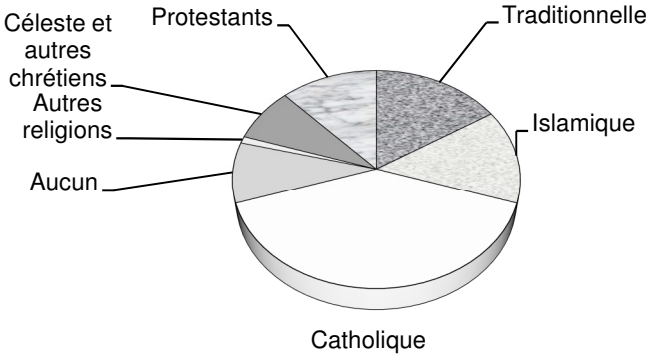


Figure 2. 11. Répartition des différents groupes religieux

2.4.3. Infrastructure sociocommunautaire

Les infrastructures sociocommunautaires dans la zone sont encore loin de satisfaire les besoins de la population dont l'effectif est en pleine croissance. Les infrastructures dont dispose la zone d'étude sont principalement les écoles, les maternités, les centres de santé communaux, les centres de santé des arrondissements, les dispensaires isolés, les cimenteries, les usines d'égrainage de coton, les huileries et les infrastructures routières. L'installation de ces différentes infrastructures constitue inévitablement un facteur majeur de fragmentation du paysage.

2.4.4. Activités économiques

L'agriculture est l'activité principale de la population. Les techniques de travail du sol pratiquées sont essentiellement les labours en billons et le labour à plat. Ces techniques succèdent généralement au défrichement et au brulis. Les principales cultures sont : le maïs, le manioc, l'arachide, le riz, l'igname, le palmier à huile, les cultures maraîchères (piment, niébé et divers fruits). D'autres activités telles que le commerce informel des produits pétroliers, le petit commerce, les transformations agro–alimentaires et l'artisanat constituent après l'agriculture, les occupations des populations. L'outil de travail est encore la houe. Les activités économiques sont variées à cause des différentes possibilités offertes par le milieu naturel et de la proximité du Nigeria et des grosses agglomérations telles que Cotonou, Porto-Novo qui exercent une action polarisante dans la zone. Le secteur rural repose sur toutes les formes d'organisation de l'espace (techniques agricoles et productions agricoles) selon les aptitudes des sols de la grande vallée de l'Ouémé. Le secteur industriel est encore très modeste et repose essentiellement sur l'égrenage du coton et quelques unités traditionnelles de transformation de noix de palme en huile. On note en outre, la présence de deux cimenteries, Onigbolo et Adja-Ouèrè.

DEUXIEME PARTIE : RESULTATS DE LA RECHERCHE

CHAPITRE TROISIEME :
FRAGMENTATION DES ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS : DÉFINITIONS DES CONCEPTS ET DYNAMIQUE METHOLOGIQUE D'EVALUATION DE LA FRAGMENTATION FORESTIERE

Publié sous la référence : Alohou E. C., Ouinsavi C., Sokpon N. (2016). Fragmentation des écosystèmes forestiers: Définitions des concepts et évolution des méthodes d'évaluation. *International Journal of Innovation and Applied Studies* Vol. 17 No. 2 Jul. 2016, pp. 474-486

CHAPITRE TROISIEME : LA FRAGMENTATION DES ECOSYSTEMES FORESTIERS - DEFINITIONS DES CONCEPTS ET EVOLUTION DES METHODES D'EVALUATION

3.1. Introduction

Plusieurs groupes linguistiques venus de différents horizons se sont installés depuis des siècles dans le sud- est du Bénin. Ils ont créé des cités d'habitation et des lieux de culte, puis ont exploité la nature pour satisfaire leurs besoins. Ce faisant, ils ont progressivement transformé le système naturel en place (GerbeaudMaulin et Long, 2008). Ces transformations du milieu naturel restées globalement modérées pendant des siècles se sont accentuées avec l'avènement de la révolution verte (Richards, 1990 ; Alignier, 2010). La première conséquence constatée est la fragmentation progressive du paysage (Richards, 1990; Fahrig, 2003; Harper *et al*., 2005; Peters *et al*., 2006), associée à la dégradation et à la perte d'habitat (Haila 2002; Fahrig 2003). La réduction des surfaces d'habitats naturels et le cloisonnement des espaces forestiers de plus en plus isolés, par les zones de culture, les habitations et les infrastructures, sont des indicateurs du phénomène de fragmentation (Alignier, 2010). Plusieurs auteurs estiment que comprendre le phénomène de la fragmentation des habitats naturels fait appel à l'histoire de la notion de l'écologie et plus récemment, de l'écologie du paysage (Sahney *et al.,* 2010).

La notion de l'écologie est apparue avec les travaux de Haeckel (1856) qui la définit comme « la science qui étudie les relations entre les êtres vivants et leur milieu » et visant à établir les lois qui organisent les rapports entre les êtres vivants et leur environnement physico-chimique ainsi que les rapports entre les organismes (Egerton, 2013). Pendant très longtemps, l'écologie a fait figure de « parent pauvre » de la biologie car cette dernière fut dominée pendant une grande partie du 20ème siècle par des disciplines jugées à l'époque plus nobles comme la systématique, l'embryologie, la physiologie, l'anatomie ou la génétique (Blondel, 1995). Ce n'est qu'à partir des années 1960 que l'écologie émergea vraiment comme discipline majeure dotée de ses propres théories et outils méthodologiques. L'émergence de problèmes nouveaux liés aux

changements globaux parmi lesquels le déclin de la biodiversité, la multiplication d'espèces envahissantes et d'autres encore, oblige la communauté des chercheurs à redéfinir sa stratégie de recherche et à se mobiliser pour apporter des réponses à ces nouveaux défis (Ricklefs et Miller, 2005). On assiste de ce fait, à un renouveau de l'écologie et à une mobilisation croissante des chercheurs sur le thème de la biodiversité, de son inventaire, de l'analyse de ses fonctions et des moyens de la valoriser et de la préserver (Blondel, 1995). Dans ce cadre, l'objectif de l'écologie peut se résumer aux questions suivantes : que trouve-t-on dans cet espace ? Comment les espèces qu'on y rencontre s'organisent-elles les unes par rapport aux autres ? Quelle est leur dynamique propre ainsi que celle du système qu'elles constituent dans leur ensemble ? D'où viennent-elles ? Quels sont les mécanismes de leur régulation ? Quelles sont leurs trajectoires possibles dans le temps et dans l'espace ? Le but de l'écologue est donc de décrire des structures (patterns) et d'analyser des mécanismes (processus).

En ce qui concerne son champ d'application, l'écologie s'applique à tous les niveaux d'organisation du vivant, de la cellule à la biosphère. Toutefois, les principales cibles de recherche sont les populations, les espèces et les ensembles d'espèces (peuplements) qui habitent un espace donné (Barbault, 1992). Un principe fondamental en écologie est de ne jamais dissocier l'organisme qu'on étudie, de son environnement, lequel comprend des composantes vivantes (ou biotiques comme les prédateurs, parasites ou compétiteurs) et les composantes non vivantes (ou abiotiques comme la nature du sol, son pH, le degré hygrométrique, l'exposition, le climat, etc.).

Ainsi l'écologie du paysage est une branche de l'écologie (Bertrand, 1975) qui étudie les interactions entre l'organisation de l'espace et les processus écologiques (Turner, 1989; Décamps et Décamps, 2009). Bien que le concept et l'expression « écologie du paysage » que l'on attribue au géographe Carl Troll, remontent à 1939, son application et son étude plus répandue dans différents domaines, sont plus récentes. Elle s'attache à comprendre comment cette organisation influence et est influencée par les processus qui animent la dynamique des populations, des communautés et des écosystèmes (Décamps et

Décamps, 2007). Cela l'amène à s'intéresser aux causes et aux conséquences de l'hétérogénéité de l'espace, à de multiples échelles et donc à combiner deux approches, celle, spatiale, de la géographie et celle, fonctionnelle, de l'écologie. En écologie, la reconnaissance du paysage comme niveau d'investigation des processus écologiques puise son inspiration en diverses théories qui, présentées par exemple dans les ouvrages classiques de MacArthur et Wilson (1967), MacArthur (1972), Allen et Starr (1982) et O'Neill *et al*. (1986), ont indiscutablement marqué le développement de l'écologie du paysage (Wiens *et al.,* 2007).

Selon Farina (1998), l'écologie du paysage apparaît clairement comme un des niveaux d'intégration utiles, au-delà des niveaux des populations, des communautés et des écosystèmes, pour toute prise en compte explicite de l'espace en écologie. Combinant approche spatiale et approche fonctionnelle, l'écologie du paysage étudie les interactions entre l'organisation spatiale (hétérogénéité des éléments de base d'un paysage, formes, distribution, distances entre les éléments) et les processus écologiques.

Le terme paysage revêt ainsi, en écologie, une acception particulière qui mérite d'être précisée. Selon Burel et Baudry (1999), le paysage est reconnu comme un niveau d'organisation écologique et est défini comme un ensemble d'écosystèmes en interaction. Le paysage de l'écologue se compose d'une juxtaposition d'éléments appelés matrice (élément dominant souvent considéré de moindre valeur écologique), tâche (fragments d'habitats présents dans la matrice) et corridors qui sont des éléments de forme linéaire entre les tâches (Baudry *et al.,* 2008).

Diverses définitions de l'écologie du paysage proposées, ont souligné la nécessité de promouvoir des modèles et des théories à propos des relations spatiales, de s'insérer dans une démarche pluridisciplinaire, de construire une science pour l'action (Turner *et al.,* 2001 ; Gerbeaud, 2008). Dans leur ensemble, ces définitions s'accordent sur l'importance de la configuration de l'espace sur le déroulement des processus écologiques. On peut considérer par exemple, non seulement le nombre d'ilots de forêts présents dans un espace, mais aussi leur distribution, leur taille et leur forme. Ces définitions s'accordent

aussi sur la nécessité de prendre en compte des espaces plus étendus que ceux habituellement considérés en écologie. Pour beaucoup d'auteurs, la prise en compte de l'homme et de la société paraît également essentielle, tout paysage relevant à la fois de la nature et de la culture, de l'objectif et du subjectif (Décamps et Décamps, 2007). Ces relations sont vues comme des éléments constructeurs d'un paysage défini, dont la structure évolue dans l'espace et dans le temps (Burel et Baudry, 2000).

Le présent article fait une synthèse de la notion de fragmentation des espaces naturels. La méthodologie adoptée est essentiellement basée sur l'analyse bibliographique d'articles scientifiques, de thèses de doctorat, de rapports et de divers autres documents scientifiques abordant la thématique. L'article définit les concepts clés de la fragmentation et dresse un état des lieux des méthodes et outils d'évaluation de la fragmentation. Il fait enfin quelques suggestions pour les recherches futures.

3.2. Concept de la fragmentation des écosystèmes naturels

3.2.1. Origine du concept de fragmentation

Lorsqu'en 1967, Wilson et MacArthur publient «La théorie biogéographique des îles», une nouvelle perspective apparaît dans le jeune domaine de l'écologie (Haila, 2002; Ouinet, 2008). Avec l'introduction de la dimension géographique, ils établissent aisément un lien entre la richesse spécifique d'une île et ses caractéristiques spatiales (la surface de l'île et sa distance au continent) (Burel et Baudry, 1999). À l'aide de nombreuses études et relevés terrain, ces deux auteurs développent notamment une relation mathématique très simple qui se révèle vraie dans la majorité des cas :

$S = cA^z$ (Eq. 3.1)

S est le nombre d'espèces présente sur une île de superficie A, c est un paramètre qui varie en fonction du taxon et de la région biogéographique et z une constante (MacArthur et Wilson, 1967, p.8).

Cette théorie aborde de façon mathématique la relation positive existant entre le nombre d'espèces et la surface des habitats. Le nombre d'espèces résidentes s'établit en fonction de l'éloignement d'un habitat ressource jouant le rôle de réservoir d'espèces. De plus, la probabilité d'extinction d'une espèce sur cette île est fonction de la grandeur de l'île (Turner *et al.* 2001 ; Berthoud, 2010). L'analyse des populations et des espèces sous l'angle de critères géographiques était ainsi déjà un domaine d'étude en soi (la biogéographie), mais MacArthur et Wilson (1967) poussèrent l'analyse d'un cran avec leur modèle, ce qui inspira plusieurs chercheurs à trouver des parallèles sur la terre ferme. « Cette théorie modifia la pensée écologique en identifiant la configuration spatiale des habitats comme un important facteur d'influence sur les populations et les communautés. » (Harrison et Bruna, 1999; Ouimet, 2008).

Le transfert des idées de Wilson et MacArthur (1967) dans le domaine de l'occupation des terres a engendré, dès les années 1970 un intérêt pour l'étude de la biogéographie des « îlots terrestres » qui sont relativement homogènes, différents de leur environnement immédiat et interprétés comme des « tâches » ou des « parcelles » de milieu naturel (Saunders *et al.,*1991; Ouinet, 2008; GerbeauMaulin et Long, 2008; Forman, 1995). L'analogie conceptuelle entre des ilots boisés au milieu de terres agricoles, ou « d'oasis naturels » entourés de zones urbanisées, devint ainsi un sujet de recherche en soi et ouvre la porte au concept de fragmentation forestière (Ouimet, 2008).

Ainsi commençait l'intérêt de la recherche scientifique sur le morcellement des forêts (Saunders et Margules, 1991). Le nombre croissant d'études scientifiques orientées sur le thème en 2007 en est la preuve (Martin, 2008). La fragmentation éco-systémique représente un champ de recherche vaste, intimement lié aux choix des échelles spatiales et temporelles envisagées et aux taxons étudiés.

3.2.2. Définition du concept de la fragmentation

De façon *stricto sensu*, la fragmentation est un « *processus de division ou de différenciation de ce qui, antérieurement, était uni ou homogène* » (Rosière, 2008). Elle renvoie à l'idée de discontinuité des lieux dans une logique

d'archipel (Bret, 2005). Le processus de fragmentation transforme une surface relativement vaste de l'habitat d'une espèce en fragments de plus en plus petits (Burel et Baudry, 1999; Décamps et Décamps,2007). La fragmentation est également définie comme étant la conversion d'un grand paysage continu en de plus petits blocs ou îlots d'habitats séparés les uns des autres avec des tailles et de configuration variables (Bennett, 2003). Selon Thompson, « la fragmentation est l'action de séparer en fragments. Au cours de ce processus, l'aire totale d'origine diminue et les fragments en place s'isolent progressivement les uns des autres. Il s'agit donc, à l'échelle de la nature, d'un processus, qui divise un habitat en fragments de taille variable, plus ou moins isolés les uns des autres et dont la surface totale est inférieure à celle de l'habitat original » (Thompson cité dans Garnier, 2008, p.50).

En écologie du paysage, la fragmentation désigne tout phénomène artificiel de morcellement de l'espace, susceptible d'empêcher une ou plusieurs espèces vivantes de se déplacer ou de se disperser comme elles le pourraient en l'absence de facteur de fragmentation (GerbeauMaulin et Long, 2008). En foresterie, la fragmentation désigne le phénomène qui se produit lorsque des forêts sont morcelées d'une manière qui transforme des massifs boisés en parcelles plus petites et plus ou moins isolées et en modifie le fonctionnement des communautés.

La notion de fragmentation a été associée à de nombreuses reprises à un impact souvent négatif, de l'intensification des pratiques agricoles sur la biodiversité (Benton *et al.,* 2003;Burel1, 998). La fragmentation progressive des paysages est citée comme la première conséquence du changement d'occupation des sols (Fahrig, 2003; Harper *et al*., 2005; Peters *et al*., 2006; Alongo *et al.,* 2013) qui se traduit par la réduction de la quantité d'habitat (Ouinsavi et Sokpon, 2010), l'augmentation du nombre de tâches d'habitat, l'augmentation de l'isolement des tâches et l'augmentation de la proportion de lisières (Baas *et al.,* 1996; Collier *et al*., 2000; Haila *et al*.,2002; Hobbs *et al*., 1993; Alongo *et al*., 2013). La fragmentation est également associée au défrichement des forêts, entrainant une forte perte du couvert forestier tropical et l'isolement des espaces naturels correspondants (Guéneau, 2011). A ceci s'est ajoutée la forte demande de bois

de feu qui a parfois conduit à la disparition totale de grands blocs forestiers des régions fragiles (Lanly 1992). Selon Guéneau (2011), la dégradation d'une forêt produit des impacts environnementaux importants qui peuvent conduire à terme, à la déforestation et au phénomène de fragmentation des forêts provoquant la restriction des habitats des espèces ligneuses et fauniques et bouleversant ainsi, l'ensemble des processus écologiques (dissémination des graines, pollinisation pour le maintien de la diversité génétique, etc.).

3.2.3. Effets de la fragmentation

La fragmentation a des conséquences sur la qualité de l'habitat. Les individus, les espèces et les populations sont différemment affectés par la fragmentation de leur habitat, selon leurs capacités adaptatives, leur degré de spécialisation ou de dépendance à certaines structures éco-paysagères, leur capacité à voler et franchir les obstacles facteurs de fragmentation (parois, falaises, grillages, routes, zones traitées par des pesticides, etc.), et la biologie de leurs populations (GerbeauMaulin et Long, 2008). Les individus et les populations des écosystèmes fragmentés sont confrontés à un nombre croissant de verrous écologiques (barrières physiques ou immatérielles) ou autres goulots d'étranglement qui limitent ou interdisent la circulation des individus et le brassage des gènes entre populations au sein de l'aire normale de distribution des espèces. De ces différents dysfonctionnements, il résulte une régression des populations concernées et une menace de disparition à moyen ou long terme de certaines espèces dans les îlots, si leurs superficies ne sont plus suffisantes.

Les effets généralement associés à la notion de fragmentation dérivée du modèle de la théorie biogéographique des îlots sont les suivants (Andrèn, 1994; Nikolakaki, 2004; Ouimet *et al.,* 2008) :

- la perte d'habitat associée réduisant la diversité spécifique et la taille des populations résidentes ;
- la diminution de la taille des parcelles, induisant la perte et le remplacement d'éléments éco-paysagers par d'autres ;
- l'augmentation de l'effet de bordure, modifiant les écotones de lisière, plus ou moins en fonction des caractéristiques de la matrice environnante ;

- l'augmentation de leur isolement, provoquant une diminution des taux de dispersion et d'immigration, ce qui augmente les risques d'extinction.

La notion de connectivité est étroitement liée à la fragmentation et au degré d'isolement des zones d'habitats entre elles. La connectivité est perçue comme une propriété du paysage, caractérisée par le « degré de perméabilité du paysage lié au mouvement des individus entre les différents compartiments » (Taylor *et al.,* 1993). Elle est décrite comme un « facteur lié à la distance entre les fragments d'habitat et également à leur taille » (Kindlmann et Burel, 2008). Par l'intermédiaire des deux définitions précédentes, on peut alors distinguer deux types de connectivités :

- La connectivité fonctionnelle caractérisée par le flux et la dispersion des organismes par rapport à la structure du paysage (Taylor *et al.,* 2006).
- La connectivité structurale qui correspond aux liens et aux distances entre les fragments d'habitats, sans tenir compte des comportements des organismes. Ainsi, chaque paysage peut être caractérisé par un degré de connectivité structurale pour un habitat donné (Baudry et Merriam, 1988).

Les concepts de fragmentation et de connectivité des habitats s'appuient sur trois théories principales : la théorie de la biogéographie insulaire, la théorie des métapopulations et le modèle de l'écologie du paysage.

3.2.4. Principales théories de la fragmentation

3.2.4.1 .Théories de la biogéographie insulaire

Selon Carrière *et al*.(2008), le rôle bénéfique attribué aux corridors de migration de la faune résulte en grande partie de la théorie de la biogéographie des îles de McArthur et Wilson (1963, 1967). Cette théorie s'est appuyée sur l'étude des tâches d'habitats favorables à une communauté dans un environnement défavorable, en prenant comme modèle les îles océaniques. La théorie de la biogéographie insulaire a établi une loi de distribution aléatoire des espèces dans un peuplement. Elle démontre que l'abondance spécifique varie en fonction de l'aptitude à la compétition (modèle du bâton brisé) : dans un volume de niche donné (en pratique on se réfère à la surface de l'habitat préférentiel), les espèces peu compétitives confrontées à l'installation de

nouvelles espèces, gardent des effectifs stables, alors que les espèces compétitives réduisent leurs effectifs. Selon Bennett (2003), les limites de cette théorie sont multiples : elle considère une situation à l'équilibre, la nature des communautés en place est ignorée, et l'environnement est appréhendé comme un contexte uniformément défavorable, contenant des tâches d'habitats favorables. Cependant, cette théorie a posé les bases des connaissances sur le déplacement des organismes entre îlots d'habitats.

3.2.4.2. Théorie des métapopulations

Ce modèle intègre les relations entre les mosaïques des habitats, le fonctionnement des systèmes écologiques, la dynamique des populations et la biodiversité en général. Il cherche à comprendre comment la structure du paysage influence le mouvement des espèces et des phénomènes écologiques. Il se fonde sur le paradigme matrice-tâche-corridor introduit par Forman en 1981, et Gordon en 1986 (Carrière *et al*., 2008; GerbeauMaulin et Long, 2008). La «matrice» est l'habitat le plus connecté et dominant, la «tâche» est l'élément non linéaire, et le «corridor» est une entité linéaire qui diffère de la matrice. Les corridors servent donc de liens entre les habitats fragmentés (Bennett, 2003). Le déplacement des organismes, des matériaux et de l'énergie est une fonction du paysage. Ainsi, la fonction d'échange entre habitats peut être améliorée ou restaurée dans certains cas, avec l'aide d'un corridor. Ce dernier peut aussi servir à d'autres fonctions (barrière ou filtre pour permettre le passage d'une partie de la faune). En résumé, les corridors remplissent plusieurs fonctions : (1) corridor biologique spécifique à une espèce donnée, y compris du point de vue des échanges génétiques ; (2) corridor écologique, structure spatiale multifonctionnelle qui peut rassembler divers corridors biologiques. Ainsi, la notion de connectivité exprime globalement la capacité d'un paysage à assurer la satisfaction des besoins de déplacements des espèces entre les différents éléments qui le composent, par l'existence d'un maillage paysager diversifié.

En résumé, la théorie de l'écologie de paysage permet donc d'avoir une vision globale des éléments et de leurs mouvements dans le paysage. Ce faisant,

l'écologie du paysage permet de repérer les variables clefs pour assurer une connectivité entre les habitats fragmentés pour des organismes visés.

3.2.4.3 Modèle de l'écologie du paysage

Ce modèle intègre les relations entre les mosaïques des habitats, le fonctionnement des systèmes écologiques, la dynamique des populations et la biodiversité en général. Elle cherche à comprendre comment la structure du paysage influence le mouvement des espèces et des phénomènes écologiques. Elle se fonde sur le paradigme matrice-tâche-corridor introduit par Forman en 1981, et Gordon en 1986 (Carrière *et al*., 2008; GerbeauMaulin et Long, 2008). La «matrice» est l'habitat le plus connecté et dominant, la «tâche» est l'élément non linéaire, et le «corridor» est une entité linéaire qui diffère de la matrice. Les corridors servent donc de liens entre les habitats fragmentés (Bennett, 2003). Le déplacement des organismes, des matériaux et de l'énergie est une fonction du paysage. Ainsi, la fonction d'échange entre habitats peut être améliorée ou restaurée dans certains cas avec l'aide d'un corridor. Ce dernier peut aussi servir à d'autres fonctions (barrière ou filtre pour permettre le passage d'une partie de la faune).En résumé les corridors remplissent plusieurs fonctions : (1) corridor biologique, spécifique à une espèce donnée, y compris du point de vue des échanges génétiques ; (2) corridor écologique, structure spatiale multifonctionnelle, qui peut rassembler divers corridors biologiques. Ainsi, la notion de connectivité exprime globalement la capacité d'un paysage à assurer la satisfaction des besoins de déplacements des espèces entre les différents éléments qui le composent, par l'existence d'un maillage paysager diversifié.

En résumé, la théorie de l'écologie de paysage permet donc d'avoir une vision globale des éléments et de leurs mouvements dans le paysage. Ce faisant, l'écologie du paysage permet de repérer les variables clefs pour assurer une connectivité entre les habitats fragmentés pour des organismes visés.

3.3. Méthodes d'évaluation de la fragmentation

Deux grandes approches sont utilisées séparément ou combinées pour appréhender le phénomène de la fragmentation. Il s'agit de l'approche spatiale

et fonctionnelle et de l'approche spatiale et statistique (GerbeauMaulin et Long, 2008).

3.3.1. Approche spatiale et fonctionnelle

L'approche spatiale et fonctionnelle définit les types d'habitat en identifiant les zones nodales, les continuums et corridors, des obstacles, des points de conflit et les relations entre les espèces, le comportement et la distance de dispersion, les types d'habitats occupés, etc. Elle fait appel à des analyses de données cartographiques (photographie aérienne, image satellitaire) et à des données des enquêtes de terrains sur les points de conflits. Il s'agit dans ce cadre, d'avoir une approche appliquée au terrain, complétée de données historiques disponibles. L'analyse des différents cas d'utilisation de l'approche spatiale et fonctionnelle permet d'identifier plusieurs modèles d'études dont le modèle « tâches-corridors-matrice » (Forman, 1995; Ouimet *et al*., 2008), le modèle d'utilisation des mailles et le modèle d'analyse de la fragmentation par l'utilisation des indices.

3.3.1.1 Modèle «tâches-corridors-matrice»

Le modèle « tâches-corridors-matrice » (Forman, 1995 ; Ouimet *et al.,* 2008) correspond, par exemple, aux bosquets reliés par des haies sur un fond de terres cultivées dans les grandes plaines agricoles. Il se fonde sur l'hypothèse que toute mosaïque paysagère peut être comparée à une autre. Ce modèle constitue une autre tentative de classifier le paysage par sa morphologie, afin de pouvoir éventuellement le quantifier par une systématisation du paysage (Forman, 1995 ; Ouimet *et al.,* 2008). Ce modèle est basé sur des cartes dotées de catégories géographiques, c'est-à-dire des cartes classiques représentant le paysage selon des formes polygonales. Toutefois, le manque de théories quantitatives solides afflige ce modèle et limite son pouvoir prédictif. Pour réduire ces limites, le second modèle utilise les mailles.

3.3.1.2 Modèle d'utilisation des mailles

Il s'agit de la taille qu'auraient les fragments d'espaces naturels s'ils avaient tous la même surface, au sein du territoire étudié. L'indicateur reflète à la fois la surface des espaces naturels dans le territoire et leur degré de découpage. On utilise à cet effet, l'indice de fragmentation de Jaeger développé par Jaeger (2000) et intégré à « Fragstats », un logiciel de métriques paysagères. Cet indice mesure la *taille effective de maille* (*Effective Mesh Size* en Anglais), qui est proportionnelle à la probabilité que deux points choisis au hasard dans une zone donnée soient connectés (qu'ils ne soient pas séparés par des barrières telles que des routes ou des zones bâties, par exemple). Cette probabilité diminue avec le nombre croissant de barrières dans le territoire. Ainsi, plus la taille effective de maille est faible, plus le paysage est fragmenté. L'évolution dans le temps et la variation dans l'espace de la taille effective de maille, permettent de suivre la pression de la fragmentation des habitats sur la biodiversité (Cemagref, 2010). Le principal avantage de cet indice est qu'il permet de quantifier la fragmentation d'une entité indépendamment de sa taille, ce qui facilite les comparaisons d'une entité à une autre. Pour calculer cet indice, une entité de référence doit être choisie. L'indice de fragmentation de Jaeger est donné par :

$$m = \frac{A_t}{S} = \frac{1}{A_i}\sum_{i=1}^{n} A^2 \qquad \text{(Eq. 3.2)}$$

Dans l'Eq. 2, m *désigne l'indice de Jaeger,* A_t *correspond à la superficie totale de l'entité choisie,* A_i *est la superficie de chaque fragment de l'entité découpée par les obstacles.*

Il y a également la configuration spatiale des points, qui représente des éléments géographiques sous forme de points (un exemple : l'étude d'une zone de forêt en identifiant chaque arbre par son espèce). L'intérêt de cette forme d'analyse du paysage est de voir si des formes d'agrégation sont présentes ou non (Ouimet *et al.,* 2008). Ensuite, la configuration spatiale des réseaux linéaires analyse le paysage en ciblant les structures spatiales linéaires comme les réseaux hydrographiques, les réseaux routiers, etc. (Ouimet *et al*., 2008). La matrice n'est généralement pas considérée dans cette analyse. Ce sont plutôt les

structures physiques qui sont étudiées. Deux exemples de mesures possibles sont la densité du réseau linéaire et la connectivité du réseau (Forman, 1995 ; Ouimet *et al.,* 2008). Puis, il y a aussi la configuration spatiale des surfaces qui traduit les quantités présentes dans le paysage par des modèles tridimensionnels. Un exemple de cette méthode d'analyse est la classique illustration des courbes hypsométriques en trois dimensions. Cette méthode appliquée à une multitude de recherches, pêche néanmoins dans la précision recherchée sur la dépendance spatiale, ainsi que sur la portée de ressemblance et d'interdépendance (Fischer *et al*., 2004; Ouimet *et al*., 2008).

3.3.1.3 Modèle d'analyse de la fragmentation par l'utilisation des indices

Les études récentes de la fragmentation du paysage sont basées sur l'utilisation d'indices établis par des interprétations mathématiques à l'aide d'outils SIG. Les indices utilisés pour apprécier l'évolution d'un bloc forestier pendant et au cours de la fragmentation, sont l'indice de diversité de Shannon, l'indice de forme et l'indice d'élongation (Forman, 1995). Ces indices d'écologie du paysage permettent de déterminer la répartition, l'arrangement et la complexité des différents éléments du paysage dans l'espace, mais dépendent de la résolution des données et de l'étendue de la zone d'étude. Les relations entre les valeurs prises par ces indices et la viabilité des populations sont parfois difficiles à établir et dépendent du type de paysage étudié. Ainsi, pour être pertinents, les indices d'écologie du paysage doivent prendre en compte les besoins des espèces liées à un type d'habitat ou être utilisés pour mesurer l'évolution d'un paysage au cours du temps ou comparer plusieurs paysages entre eux.

Pour réduire les limites du modèle d'analyse de la fragmentation par l'utilisation des indices, certains auteurs ont combiné deux approches complémentaires : les indices de patron paysager et la modélisation du « coût de déplacement ».

En effet, selon Lafortezza *et al*., (2005), les indices de patron paysager quantifient la composition et la configuration des écosystèmes, à travers un paysage (taille d'une unité d'habitat, distance au plus proche voisin, indice de

proximité, etc.). Ils permettent donc une comparaison quantitative entre les différents paysages ou à l'intérieur d'un même paysage à des dates différentes. Les indices de patron paysagers donnent une information sur la structure de la mosaïque paysagère (composition physique et configuration) sans référence explicite aux fonctions écologiques : les éléments du paysage étant indépendants des éléments situés dans la matrice paysagère. Les relations existent seulement à l'intérieur d'un seul type d'occupation du sol.
Le modèle du « coût de déplacement » considère la matrice située entre chaque unité d'habitat comme un facteur important intervenant dans le mouvement des espèces, c'est-à-dire qu'il intègre la connectivité fonctionnelle du paysage. Ce modèle évalue les connections potentielles entre différents éléments du paysage (unité d'habitat), permettant ainsi une estimation quantitative de la connectivité ou de la fragmentation d'un paysage.

3.3.2. Approche spatiale et statistique : modèles d'autocorrélation spatiale

Ce modèle couramment utilisé en géostatistique permet de mesurer et de détecter l'auto- corrélation spatiale. En effet, du fait que les structures spatiales que l'on trouve dans la nature sont communément des agrégations ou des gradients, les probabilités de présence (ou de densité) du phénomène observé en chaque point de l'espace sont spatialement dépendantes ou auto-corrélées (Gustafson, 1998). L'estimation du degré d'autocorrélation constitue une façon de caractériser une distribution spatiale hétérogène. Il existe deux modèles d'analyse et d'étude de l'autocorrélation spatiale : le semi-variogramme et les indices statistiques d'autocorrélation spatiale dont celui de Moran (Perry *et al.,* 2002; Yi, 2015).

3.3.2.1 Semi-variogramme

En géostatistique, l'auto-corrélation dans une distribution spatiale est décrite par le variogramme, qui représente pour toute une gamme de distances de la semi-variance $\gamma(h)$ ou h est une mesure de distance. Ces méthodes géostatistiques permettent de prendre en compte la corrélation spatiale (Petitgas, 1993). Le variogramme est utilisé pour résumer la structure de covariance d'un processus

stochastique spatiale et peut être caractérisé par trois paramètres (1) le palier (*Sill* en Anglais) - valeur maximum de semi-variance (γ(h)) obtenue dans l'échantillon; (2) la portée (*Range* en Anglais) - distance (h) pour laquelle la semi-variance se stabilise; (3) la pépite (*Nugget* en Anglais) - valeur non nulle de la semi-variance lorsque l'on tend vers l'origine (h~0). L'estimateur du semi-variogramme est donné par (Cressie, 1993):

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Y(x_i) - Y(x_{i+h})]^2 \qquad \text{(Eq. 3.3)}$$

Dans l'Eq.3. 3, γ(h) est l'estimateur du semi-variogramme, $Y(x_i)$ est la valeur du phénomène étudié Y au point d'abscisse x_i, et $Y(x_i+h)$ est la valeur du même phénomène au point d'abscisse x_i+ h et N(h)= nombre d'observations distantes de h dans la série de données.

Le semi-variogramme (Figure 3.1) empirique est obtenu en traçant les estimations de la semi-variance par rapport à la distance entre n'importe quelle paire d'emplacements.

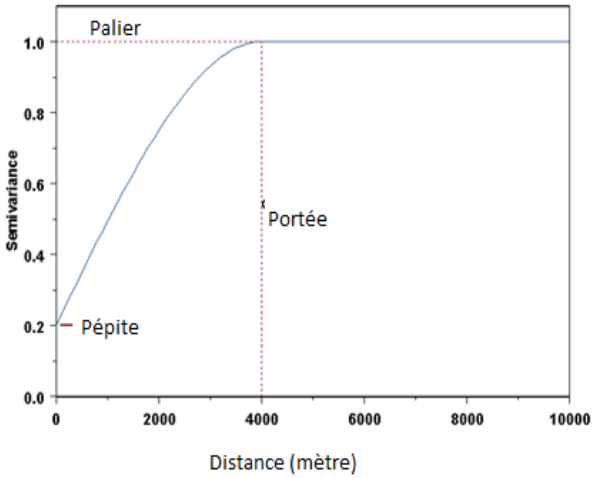


Figure 3. 1. Illustration des concepts de palier, portée et pépite dans l'analyse du semi-variogramme. Adaptée de Bohling (2005)

La portée est la distance où deux observations ne se ressemblent plus du tout en moyenne et ne sont plus liées (covariance nulle) linéairement. A cette distance, la valeur du variogramme correspond à la variance de la variable aléatoire (Petitgas, 1993; Rivoirard *et al*., 2000).

Le semi-variogramme empirique peut être utilisé pour détecter une éventuelle auto- corrélation spatiale dans un ensemble de données. Si les observations proches les uns des autres, ont une forte corrélation, la covariance C(h) augmente à mesure que la distance entre les observations devient plus petite, et la semi-variance $\gamma(h)$ diminue. D'autre part, la semi-variance $\gamma(h)$) augmente à mesure que la distance augmente. Lorsque la distance augmente à une certaine valeur (auto corrélation spatiale faible), la covariance C(h) est réduite à 0 et la semi-variance atteint la variance spatiale du processus sous-jacent (Bohling, 2005).

3.3.2.2 Les indices d'autocorrélation spatiale

Plusieurs indices sont utilisés pour tester la présence d'autocorrélation spatiale. Il s'agit de la matrice d'interactions spatiales, l'autocorrélation spatiale locale (LISA), la statistique de Moran, la statistique de Geary, la statistique de Tango, la statistique de BesagNewell, etc.. Mais les deux indices principalement utilisés pour tester la présence d'autocorrélation spatiale, sont celui de Moran et celui de Geary. Dans la littérature, l'indice de Moran est souvent préféré à celui de Geary, en raison d'une stabilité générale plus grande (voir notamment Upton et Fingleton, 1985).

La statistique de Moran (Moran, 1950) est égale au ratio de la covariance entre observations contigües (définies par la matrice d'interactions spatiales −*matrice carrée qui permet de mesurer les interactions entre les unités spatiales*) à la variance totale (Jayet, 2001). La statistique de Moran résume le degré de ressemblance des unités géographiques voisines. Elle prend des valeurs situées dans l'intervalle [-1 ; 1] et s'interprète comme un coefficient de corrélation de Pearson ou de Spearman. A la différence des autres indicateurs, la statistique de Moran est disponible en routine dans la plupart des logiciels statistiques, SIG (SAS, Arcview, R) et le logiciel Geostatistics for the Environmental Science

(GS+). Toutefois, une des limites de la statistique de Moran est qu'elle ne prend pas en compte l'hétérogénéité des effectifs de population. Des versions alternatives de cette statistique ont néanmoins été proposées pour en tenir compte (voir Lan *et al*., 2008).

$$I_{Moran} = \frac{n}{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} wi_j} = \frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} w_{ij}(x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^2} \quad \text{(Eq. 3.4)}$$

Dans l'Eq. 3.4, ij=unité spatiale; n=nombre d'unités spatiales; xi est la valeur de la variable dans l'unité i ; $\bar{x}$ *est la moyenne de x ; et wij sont les éléments de la matrice d'interactions spatiales, définie sous la forme de la contigüité, des distances ou des frontières communes.*

3.3.3. Méthodes d'évaluation et observations empiriques de la fragmentation dans le monde

Plusieurs méthodes d'études ont été testées dans le monde pour évaluer la fragmentation des habitats. Mais les auteurs ne s'entendant pas toujours sur la méthodologie école à utiliser (Lemieux, 2010).

Les premiers travaux de recherche ont utilisé les méthodes cartographiques pour évaluer la fragmentation de l'habitat et ses conséquences dans divers biomes, l'objectif visé étant d'alerter l'opinion publique sur les menaces que constitue la fragmentation pour l'intégrité des écosystèmes (Harris, 1984; Wil ove *et al*., 1986). Ainsi, la fragmentation est devenue un nouveau champ de recherche aussitôt après la tentative d'une harmonisation au niveau international de sa définition lors de la Convention sur la Biodiversité. Plus d'une centaine de travaux de recherche conduits en écologie de paysage ont associé la thématique de la fragmentation (Bruna *et al*., 2009). Alors, pour mieux apprécier la fragmentation des habitats, des indices spatiaux et statistiques ont été utilisés

pour décrire les fragments et les relations spatiales entre ces différentes unités (Forman et Godron, 1986 ; Ripple *et al*., 1991; Riitters and all, 1995). Il s'agit des indices de composition, des indices de forme et des indices de configuration, qui se prêtent à une représentation cartographique. Dufêne (2003) par exemple, a explicité le concept de méta-population et les modèles qui lui sont liés avant de s'intéresser à l'évaluation de la fragmentation à l'aide de deux groupes d'indices à savoir les indices mesurant l'hétérogénéité du paysage. Cette évaluation ne prend pas en compte la localisation des unités d'habitat et les indices mesurant la connectivité des unités les unes par rapport aux autres en tenant compte de leur position relative. Les modèles vont tous dans le même sens, à savoir que si la destruction et/ou la perturbation des habitats provoquent d'abord une augmentation de la diversité, il arrive assez vite un moment où les effets complémentaires s'ajoutent à ceux de la destruction pour accélérer les processus d'érosion biologique. Certains auteurs, pour expliquer les conséquences de la fragmentation sur les populations des espèces, ont utilisé des indices de similarité spécifique entre les ilots fragmentés et les grandes aires continues (Laurance & Bierregaard 1997; Harrison & Bruna 1999; Debinski & Holt 2000; Young & Clarke 2000). D'autres auteurs s'intéressant à l'isolement des fragments et leur conséquence sur l'extinction locale des populations d'espèces ligneuse et animale, ont testé trois indices de l'agencement spatial du paysage en combinaison avec la méthode cartographique.(Fischer & Stocklin 1997; O'Neill and all, 1988 ; Bolger et al. 2000; Tabarelli et al. 2004). Lamiche (2011) dans ses travaux sur l'importance de la discontinuité spatiale dans le cas de la restauration de la connectivité de la trame forestière en Lorraine, a évalué l'effet de la distance séparant les forêts anciennes des forêts nucléées sur la composition floristique. Le test statistique de Moran appliqué sur les coordonnées des relevés et avait montré que la position géographique des relevés est indépendante de l'ancienneté du couvert boisé. En Afrique centrale, des travaux de recherche utilisant des méthodes de quantification de la fragmentation forestière ont utilisé des indices (Bamba *et al.,* 2010).

3.3.4. Méthodes d'évaluation et observations empiriques de la fragmentation au Bénin et dans la sous-région

Dans la sous-région Ouest Africaine, de récents travaux ont tenté d'évaluer le processus de la fragmentation et ses effets sur la composition floristique, la régénération ligneuse et la faune.

En Cote d'Ivoire, plusieurs travaux de recherches dont ceux de Bakayoko (2005), Martin (2008) et Barima *et al.* (2010), ont abordé la thématique. Bakayoko (2005) a étudié l'influence de la fragmentation forestière sur la composition floristique et la structure végétale dans le Sud-ouest de la Côte d'Ivoire. Ses travaux ont permis de retracer précisément l'histoire du couvert forestier dans la zone d'étude et d'apprécier le processus de fragmentation des massifs forestiers, avant d'évaluer son influence sur la composition spécifique des ilots forestiers. Martin (2008) a examiné l'influence de la fragmentation forestière sur la régénération des ligneux dans le Sud-ouest de la Côte d'Ivoire. Ces travaux ont combiné la méthode de collecte de données sur les ligneux et des travaux de cartographie pour tester l'influence de la fragmentation sur la régénération des espèces ligneuses, l'intensité de l'isolation des fragments rapportée à leurs caractéristiques spatiales et temporelles (surface, durée d'isolation, distance aux massifs). Barima *et al.,* (2010) ont étudié la relation entre la composition floristique et les indicateurs de la fragmentation du paysage dans une région de transition forêt-savane ivoirienne. Cette étude a combiné des études d'inventaires forestiers et de cartographie, analysant les propriétés spectrales et spatiales d'une image Landsat ETM+. Ces trois travaux de recherche ont conclu que la fragmentation du paysage forestier en Cote d'Ivoire est reconnue comme étant un facteur important de la dégradation des forêts. Ces résultats permettent d'envisager une approche opérationnelle à partir de données multi-spectrales de résolution moyenne et d'indices de configuration spatiale pour l'évaluation et le suivi opérationnel des dégradations forestières à l'échelle régionale.

Au Ghana, Hill et Curran (2003) ont étudié l'effet de la superficie, de la forme et de l'isolement des fragments de forêts tropicales sur la diversité des espèces d'arbres et leurs implications pour la conservation. Holbech (2005) a examiné

l'influence de la fragmentation de l'habitat sur la biodiversité, l'implication de la coupe sélective et la fragmentation pour la diversité de l'avifaune dans les forêts conifères du sud-ouest du Ghana.

Au Togo, la synthèse des travaux menés depuis 1994 sur la flore et les groupements végétaux des îlots forestiers de la plaine côtière togolaise indique que plusieurs groupements végétaux se retrouvent dans d'autres forêts des pays voisins (Kokou et Caballé, 2000). Cependant, les groupements sont différents des types forestiers des forêts tropicales humides ouest-africaines. Kpidiba (2014) a examiné la connectivité écologique dans l'évaluation environnementale stratégique de la réserve de faune Oti-Mandouri au Togo. L'auteur a montré que le maintien des corridors écologiques est l'une des stratégies développées dans l'approche transfrontalière de gestion de l'écosystème protégé W-Arly-Pendjari (WAP) partagée entre le Bénin, le Burkina Faso et le Niger.

Au Nigéria, plusieurs travaux de recherche utilisant des méthodes cartographiques et d'inventaire ont apprécié les facteurs déterminant la fragmentation des habitats forestiers, ainsi que leurs incidences écologiques. Danjuma *et al.,* (2013) a examiné comment la fragmentation, par des changements de superficie et l'accroissement de distances entre les ilots de forêts, affecte la richesse de l'avifaune. Les auteurs ont montré que la richesse spécifique des oiseaux diminue avec l'augmentation de l'isolement des parcelles forestières (Danjuma *et al*., 2014). Ils suggèrent que le maintien de la connectivité est nécessaire pour le développement des espèces d'oiseau. Agbagwa et Ndukwu (2014) ont examiné les impacts de la construction de pipelines de pétrole et de gaz sur la forêt et la biodiversité dans les régions du Delta du Niger. Les résultats ont montré que la zone d'étude avait été témoin de la perte colossale de la biodiversité, en raison du déplacement de l'habitat, de la fragmentation des forêts et de la déforestation.

Au Bénin, quelques auteurs ont abordé dans leurs travaux d'écologie du paysage ou forestière, l'étude ou l'évaluation de la fragmentation des habitats. Les études réalisées ont utilisé l'approche spatiale et fonctionnelle combinant des données cartographiques et qualitative de terrain, pour évaluer la perception

locale des effets de la fragmentation des forêts denses (e.g. Toko *et al.,* 2013). D'autres ont fait des analyses diachroniques des images satellitaires du paysage à l'aide de plusieurs logiciels de télédétection comme ENVI 4.7, ERDAS 9.1 et ENVI EX et de cartographie comme Arc Map et Arc View. Ils ont aussi utilisé l'indice de Shannon pour apprécier la diversité des tâches (fragments) (Tchibozo *et al.,* 2014; Mama *et al.,* 2013). Certaines études s'appuient sur la présence d'espèces originelles dans les forêts denses et dans les ilots environnants, pour justifier le phénomène de la fragmentation des forêts (Adomou *et al.,* 2005). De récents travaux ont tenté d'utiliser de façon empirique, des variables régionalisées pour analyser le processus de la fragmentation des forêts dans la commune de Ouaké (Lawin, 2011) et autour de la grappe forêt classée de Ouémé supérieur N'dali et forêts sacrées (Akpo, 2013) avec l'indice de distance (portée) de corrélation de connectivité spécifiques. Mais certaines difficultés ont été rencontrées au cours de l'expérimentation de cette méthode.

3.4. Conclusion

Les méthodes utilisées pour évaluer la fragmentation des habitats de par le monde ont leurs limites respectives. L'évolution connue dans l'utilisation des approches et des modèles en partant du modèle « tâches-corridors-matrice », est fonction de la précision recherchée par les auteurs. La fragmentation est un phénomène artificiel de morcellement d'habitat naturel et qui évolue dans le temps. Les méthodes diachroniques d'analyse se révèlent peu pertinentes à cause de la non-disponibilité de données cartographiques anciennes pour mieux remonter dans le temps. Au Bénin par exemple, les premières informations cartographiques remontent aux années 60 et permettent très difficilement d'apprécier l'histoire de la fragmentation des massifs forestiers. La synthèse documentaire a permis de classifier les approches et leurs différents modèles en deux grands types d'approches. Aujourd'hui, le modèle spatiale et statistique se basant sur l'informatique est de plus en plus coté à cause de la rigueur et de la précision des résultats, mais aussi des évolutions technologiques. L'indice de Moran très utilisé en écologie, indique la présence de corrélation ou la non-

stationnarité. C'est aussi le modèle de régression le plus approprié pour réduire la non-stationnarité et alors mieux explorer la corrélation spatio-temporelle dans les résidus. Alternativement, nous pouvons également mettre l'accent sur la spécification de corrélation spatio-temporelle et obtenir des estimations en tenant compte de la corrélation.

Sur la base des analyses précédentes, il parait judicieux dans une étude de fragmentation, notamment celles en relation avec les massifs classés et les forêts sacrées qui ont un caractère social, culturel, cultuel et historique, de s'interreser seulement aux ligneux et de combiner les deux approches d'étude de la fragmentation à savoir l'approche spatiale et fonctionnelle, et l'approche spatiale et statistique. La première approche permettra en effet de produire des données qualitatives et quantitatives pour cerner la perception de la dynamique spatiale des fragments de forêts sacrées. A défaut de disposer de données cartographiques très anciennes, une enquête structurée pourra ainsi être conduite pour identifier les types de végétation à l'origine de la sacralisation des forêts. Les résultats pourront être testés avec l'indice de Moran (approche spatiale et statistique) par la mesure de l'autocorrélation des ligneux entre les forêts classées (massif original) et les ilots de forêts sacrées (fragments). L'utilisation combinée de ces deux approches permettra de montrer les connectivités des fragments de forêts sacrées aux massifs classés.

CHAPITRE QUATRIEME :
PERCEPTIONS LOCALES ET IMPORTANCE DES CROYANCES SUR LES FONCTIONS ET LA CONSERVATION DES FORETS AU SUD BENIN.

Publié sous la référence : Alohou E. C., Gbemavo D.S.J.C., Ouinsavi C., Sokpon N. (2016). Local perception and importance of endogenous beliefs on sacred groves conservation in South Benin. *International Journal of Biodiversity and Conservation* Vol. 8(5) :105-112.

CHAPITRE QUATRIEME: PERCEPTIONS LOCALESET IMPORTANCE DES CROYANCES SUR LES FONCTIONS ET LA CONSERVATION DES FORETS AU SUD BENIN

4.1 Introduction

Les forêts sacrées ou plus largement les sites naturels sacrés sont reconnus être la preuve évidente que le souci particulier de l'humanité pour la nature n'est pas nouveau. L'inspiration et les valeurs spirituelles que certains lieux évoquent sont reconnues depuis des centaines, voire des milliers d'années, c'est à dire bien avant la naissance du mouvement moderne de la conservation (Wild et Mcleod, 2012). Les forêts sacrées se trouvent partout dans le monde (Bhagwate et Rutte, 2006) et ont été signalées depuis très longtemps (Chevalier, 1933; Aubreville, 1937; Jones, 1963). Ces forêts sont issues de la fragmentation des écosystèmes forestiers (Kokou et Sokpon, 2006). En termes d'étendue et de nombre, on estime qu'entre 400 et 800 millions d'hectares de forêts appartiendraient ou seraient administrés par des communautés locales (Barrow et Pathak, 2005) et qu'il existe environ 200.000 forêts sacrées rien qu'en Inde (Gokhale, 2003 ; Chatterjee *et al*., 2004). En Afrique et plus précisément au Ghana, on estime le nombre de forêts sacrées à 1900 (Wild et Mcleod, 2012). Au Bénin, le nombre de forêts sacrées serait d'au moins 2940 (Agbo et Sokpon, 1998).

Pour l'essentiel, il s'agit d'espaces boisés, vénérés et/ou craints, réservés à l'expression culturelle d'une communauté donnée et dont l'accès et la gestion sont réglementés par les pouvoirs traditionnels (Agbo et Sokpon, 1997). Ils sont en majorité de petites tailles, généralement situés non loin des agglomérations (Ago et Sokpon, 1997) et ont une signification spirituelle spécifique pour les communautés (Oviedo and Jeanrenaud, 2007). Les forêts sacrées jouent un rôle important dans la gestion des ressources naturelles et la conservation de la biodiversité (Mama, 1985 ; Kokou *et al*., 2005). Dans les pays à faible couvert forestier comme le Togo et le Bénin, l'intérêt des forêts sacrées en ce qui concerne le maintien de reliques de végétation forestière ancienne et de leur diversité biologique, a fait l'objet de plusieurs études (Sokpon et Agbo, 1999 ; Kokou et Caballé, 2000 ; Kokou et Sokpon, 2006 ;

Kokou et Kokutse, 2006 et Juhé-Beaulaton, 2006). Dans certaines régions du Bénin, notamment la région du sud Bénin (est et ouest), les forêts sacrées sont les seuls témoins de l'élément forestier (Juhé-Beaulaton, 2006). Celles-ci jouent un rôle socioculturel et écologique considérable, abritant parfois des sources d'eau dont dépendent des villages en toutes saisons. Mais face à la pression foncière et aux mutations socioculturelles, en rapport avec les religions monothéistes en pleine expansion, ces forêts subissent actuellement des dégradations rapides et massives, entraînant la réduction de leur superficie voire leur disparition complète (Kokou et Sokpon, 2006) si ce n'est la disparition progressive de certaines espèces. Au plan écologique, les forêts sacrées servent d'habitat naturel pour la diversité biologique et protègent les sources d'eau pour les populations locales (Agossou, 2012). Des récoltes de fruits, de bois, de plantes médicinales, de fourrages, de lianes y sont parfois autorisées (Kokou et Sokpon, 2006).

Au regard des intérêts socio-économiques et écologiques que revêtent les forêts sacrées, il est urgent de mettre en place les stratégies favorisant leur gestion et leur conservation. La connaissance des espèces emblématiques des forêts sacrées est d'une importance capitale pour leur reconstitution biologique. Des études antérieures ont révélé que les valeurs socioculturelles et surtout celles cultuelles, sont la source de la conservation et de l'existence des forêts sacrées (Juhé-Beaulaton et al., 2005). Toutefois, ces valeurs que portent les forêts sacrées du Bénin ont été très peu vulgarisées et sont même de surcroît en voie d'érosion (Kokou et al., 2005 ; Kokou et Sokpon, 2006). L'objectif de la présente étude n'est pas de revenir sur le concept de forêts sacrées, ni sur leurs rôles social, culturel et conservateur de biodiversité (Sokpon et Agbo, 1998 ; Juhé-Beaulaton et Roussel, 2002), mais d'établir la dynamique des différentes catégories de forêts et leurs services écosystémiques, tels que perçus et exploités par les communautés locales gestionnaires. Principalement basée sur une approche sociologique, l'étude analyse les perceptions et les valeurs socioculturelles des forêts sacrées, en relation avec les croyances des populations. Elle vise également à apprécier la dynamique des forêts sacrées et les types de services ecosystémiques qu'elles offrent. Elle repose sur

l'hypothèse selon laquelle le maintien et l'existence des forêts sacrées dépendent des divinités abritées et de la diversité offerte, en termes de services ecosystémiques. La connaissance du rôle et des services des forêts sacrées peut aider à leur préservation, de concert avec les gardiens locaux (Wild et Mcleod, 2012).

4.2 Matériel et méthode

4.2.1 Milieu d'étude

Cette étude a été réalisée au sud-est de la République du Bénin, un pays de l'Afrique de l'Ouest compris entre les méridiens 0°40' et 3°45' de longitude Est, et les parallèles 06°15 et 12°25' de latitude Nord. La zone d'étude regroupe les communes de Dassa et de Zagnanado, situées dans le département du Zou-Collines, ainsi que celles d'Ifangni, d'Adjarra, de Pobé et de Bonou, situées dans l'Ouémé-Plateau (figure 4.1).

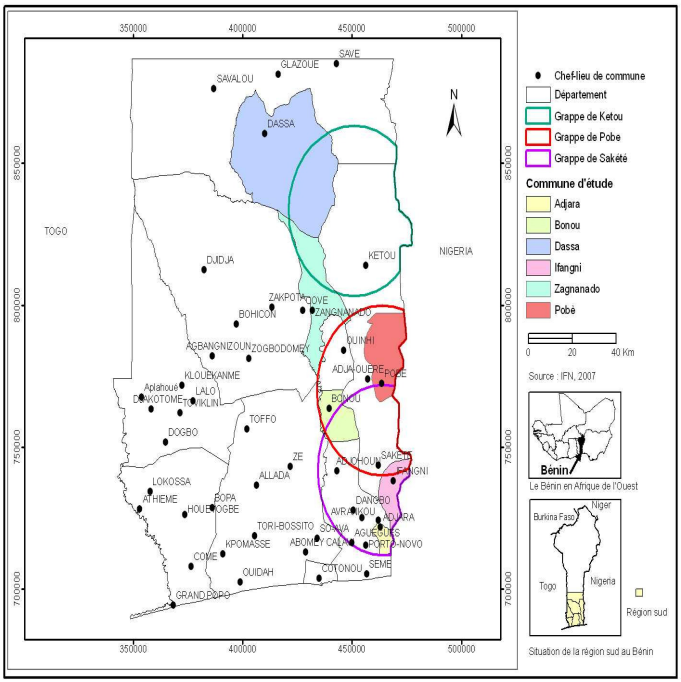


Figure 4. 1. Présentation de la zone d'étude.

Le climat est de type subéquatorial avec deux saisons pluvieuses (marsjuillet et septembre-novembre) et deux saisons sèches alternées (août-septembre et novembre-mars). La pluviométrie annuelle varie entre 900 mm à 1200 mm. Les moyennes mensuelles de température oscillent entre 26° et 28° C, les amplitudes sont faibles, les écarts entre les maxima et les minima variant entre 5° et 10° C.

Le sol dominant du milieu d'étude est de type ferralitique et profond. Se référant à Adomou (2005), le milieu d'étude est situé dans la zone chronologique guinéo-congolaise composée majoritairement par les forêts côtières, les fourrées dérivées, les mangroves, les forêts semi-décidues et les marécages. La population du milieu d'étude (Dassa, Zagnanado, Ifangni, Adjara, Pobè et Bonou) est estimée à 545.852 habitants (INSAE, 2013). Deux grands groupes de familles de langues caractérisent le milieu d'étude. Il s'agit du groupe de Fon et apparentés (Mahi, Ouémenou et Fon) et de Yorouba et apparentés (Idatcha, Nagot et Holi). L'agriculture est la principale activité économique de la population.

4.2.2 Echantillonnage et collecte des données

La collecte des données a été réalisée dans les communes de Dassa, Zagnanado, Ifangni, Adjarra, Pobè et Bonou. Ces communes ont été choisies afin de disposer d'une diversité ethnique élevée pour l'étude. Les localités ont été choisies suivant le critère d'abondance relative des forêts sacrées et le respect des coutumes (enquête de proximité) par les populations locales. La taille de l'échantillon pour l'étude a été déterminée à partir de la formule de Dagnelie (1998).

$$n = \frac{Pi(1-Pi)U_{1-\alpha/2}^{2}}{d^{2}} \quad (Eq\ 4.1)$$

Pi représente la proportion des personnes bénéficiant des services des forêts sacrées. Pi a été déterminé à partir d'une enquête exploratoire effectuée sur 30 personnes par commune d'étude et ceci, dans une localité choisie à cet effet. Pi = 82,22%. $U_{1-\alpha/2}$ = 1,96 et représente la valeur de la variable aléatoire normale pour un risque de 0,05. Enfin, d est la marge d'erreur prévue pour tout paramètre qui doit être calculé à partir de l'enquête.

Pour cette étude et en fonction des moyens disponibles, la valeur de d a été calculée et fixée à 3,5%, à partir des données d'enquête exploratoire. La taille de l'échantillon retrouvée à partir de ces données est égale à 458.
L'enquête a été réalisée entre décembre 2013 et janvier 2014. Elle a démarré dans chaque localité par une interview semi-structurée d'un focus groupe au cours duquel les réponses collectives sur les différentes informations recherchées ont été recensées. Cette phase a permis de réaliser la fiche d'enquête qui a été ensuite testée et la liste des différentes questions a été établie pour l'enquête individuelle. Les données collectées auprès de chaque enquêté concernent essentiellement les perceptions locales de la dynamique spatio-temporelle des forêts sacrées**,** les espèces emblématiques, les services rendus par les forêts sacrées et les fonctions.

4.2.3 Traitement des données

Les enquêtés ont été regroupés par ethnie (Idaasha, Goun, Nagot, Mahi, Holi et Wémè), par religion (musulman, chrétien et animiste), par sexe (homme et femme) et par catégorie d'âge (jeune, adulte et vieux), à partir de la structuration proposée par Assogbadjo *et al.* (2008). Cette structuration suppose que les jeunes sont les personnes ayant un âge inférieur à 30 ans, les adultes sont celles dont l'âge est compris entre 30 et 60 ans et les vieux, les personnes qui ont un âge supérieur à 60 ans. Les matrices de fréquences absolues des différents services obtenus des forêts sacrées (six au total) en fonction de chacune des catégories socioculturelles (ethnie, religion, âge et sexe) des populations locales ont été établies. Ces matrices ont été soumises à des tests d'indépendance χ^2 de Pearson afin de décrire les liens entre les services obtenus des forêts sacrées et les catégories socioculturelles des populations. Par ailleurs, la fréquence relative pour l'ensemble des services offerts par les forêts sacrées a été calculée par personne enquêtée. Un modèle linéaire généralisé de la famille bêta (régression bêta : Ferrari et Cribari-Neto, 2004) a été alors utilisé pour modéliser la relation entre la distribution des services dont bénéficient les populations locales et leurs catégories socioculturelles. Le modèle de régression bêta a été préféré aux modèles classiques de régression parce que la fréquence

relative pour l'ensemble des services offerts par les forêts sacrées par personne enquêtée (variable réponse, dépendante ou expliquée) est une proportion ou un taux (de services offerts par les forêts sacrées) avec des valeurs variant entre 0 et 1. Les résultats de la régression bêta ont été explicités par un "arbre de régression bêta" (*beta regression tree* en anglais : Grün *et al*., 2012).

La fréquence absolue de l'ensemble des services offerts par les forêts sacrées a été déterminée par personne enquêtée. L'effet de chacune des catégories socioculturelles des populations sur l'utilisation des forêts sacrées a été testé en utilisant un modèle linéaire généralisé à effets mixtes de la famille Poisson (Dang *et al*., 2008). Les résultats issus de ce modèle ont révélé que l'ethnie et la classe d'âge étaient les facteurs significatifs avec des coefficients de corrélation intra-classe de 0.56 et 0.44, respectivement (voir Singer et Willett (2003) pour l'estimation des coefficients de corrélation intra-classe). Ainsi, les personnes enquêtées ont été regroupées en tenant compte de ces deux facteurs. La matrice des fréquences relatives des services offerts par les forêts sacrées aux populations locales, obtenue de cette catégorisation a été constituée puis soumise à l'Analyse en Composantes Principales (ACP), afin de décrire les services offerts par les forêts sacrées en relation avec les groupes ethniques et les classes d'âge. Par ailleurs, les croyances des populations locales ont été corrélées avec les composantes principales issues de l'ACP, afin de tester le lien entre croyances des populations locales et services obtenus des forêts sacrées.

Le modèle et l'arbre de régression bêta ont été établis en utilisant les fonctions *betareg ()* et *betatree()* de la librairie (*package* en anglais) *betareg* (Cribari-Neto et Zeileis, 2010; Grün *et al.*, 2012) alors que le modèle linéaire généralisé à effets mixtes de la famille Poisson a été établi en utilisant la fonction *glmer()* de la librairie *lme 4* (Bates *et al*., 2015). En ce qui concerne l'ACP, la fonction *PCA()* de la librairie *Facto Mine R* (Husson *et al*., 2016) a été utilisée. Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R version 3.2.4 (R Core Team, 2016).

4.3 Résultats

4.3.1 Typologie des forêts sacrées

Les populations locales interrogées ont signalé l'existence de trois catégories de forêts sacrées dans l'ensemble des régions visitées (Photo 4.1, 4.2, 4.3). Il s'agit des forêts des dieux ou de génies, des forêts ancestrales/cimetières et des forêts de sociétés secrètes. L'analyse du tableau 4.1 montre une spécialisation des forêts suivant les régions. En effet, les forêts sacrées ancestrales/cimetières sont essentiellement citées par les populations locales des régions d'Adjarra, d'Ifangni et de Pobè (tableau 4.1). Les forêts sacrées de sociétés secrètes sont partout citées par les populations locales à l'exception de la région de Dassa. Ceci justifie la rareté de cette catégorie de forêts dans cette région. Les forêts des dieux ou de génies sont partout citées mais surtout dans les régions de Dassa et de Bonou. Considérant les arbres sacrés, la fréquence relative des personnes interrogées par région ayant connaissance de l'arbre sacré est pratiquement la même d'une région à l'autre.

Photo 4. 1. Entrée d'une forêt de société secrète (Cliché Alohou, 2013)

Photo 4. 2. Intérieur d'une forêt des dieux/génies (Cliché Alohou, 2013)

Photo 4. 3. Intérieur d'une forêt sacrée ancestrale/cimetière (Cliché Alohou, 2013)

Tableau 4. 1. Fréquence relative de citation de la présence des catégories de forêts sacrées selon les populations locales des différentes régions visitées.

Région	FA	AS	FD	FSS
Adjarra	100	16.67	11.98	18.59
Bonou	0.00	16.67	20.06	20.28
Dassa	0.00	16.44	22.28	0.00
Ifangni	17.39	16.67	10.58	20.28
Pobé	82.61	16.67	14.76	20.28
Zagnanado	0.00	16.90	20.33	20.56

FA : Forêts Ancestrales/cimetière; AS : Arbres Sacrés ; FD : Forêt de Dieu ou de génies ; FSS : Forêt de Société Secrète.

4.3.2 Perceptions locales de la dynamique spatio-temporelle des forêts sacrées

Toutes les personnes interrogées ont perçu la dynamique évolutive des forêts sacrées. La proportion des personnes âgées ayant constaté une régression de superficie des forêts sacrées de plus de moitié, est significativement supérieure à 50% (proportion= 78,06 ± 6,82% ; t = 4,11 ; P = 0,005). Les raisons qui expliquent cette régression des forêts sacrées sont plus anthropiques que naturelles selon les personnes interrogées. Les actions anthropiques (56,89%), la croissance démographique (52,87% des répondants) ou l'effet combiné de ces deux facteurs (38,50%) sont globalement les causes anthropiques citées. Toutefois, 9,82% des répondants ont estimé que les causes naturelles contribuent également à la régression des forêts. La majorité des personnes ont déclaré que les forêts des dieux ou de génies sont les plus menacées par les actions anthropiques (70,3%). L'expansion des religions monothéistes (islam, christianisme et autres modernes, et l'effritement des croyances ancestrales sont fondamentalement les causes de cette dégradation des forêts des dieux ou de génies (60,3% des enquêtés). Il ressort des résultats obtenus des personnes âgées, que 20 espèces emblématiques des différentes forêts sacrées sont rares ou en voie de disparition. La liste de ces espèces par ordre de fréquence de citation est présentée par le tableau 4.2.

Tableau 4. 2. Liste des espèces emblématiques menacées, rares ou en voie de disparitions des forêts sacrées des localités visitées.

N°	Espèces	Familles (APGIII, 2009)	Fréquence de citation (%)
1	*Milicia excelsa*	*Moraceae*	14,21
2	*Triplochiton scleroxylon*	*Malvaceae*	14,21
3	*Ceiba pentandra*	*Malvaceae*	13,85
4	*Antiaris toxicaria*	*Moraceae*	13,85
5	*Celtis zenkeri*	*Ulmaceae*	9,23
6	*Cola cordifolia*	*Malvaceae*	3,20
7	*Caesalpinia bonduc*	*Fabacea*	3,20
8	*Adansonia digitata*	*Malvaceae*	3,02
9	*Zanthoxylum zanthoxyloides*	*Rutaceae*	3,02
10	*Mansonia altissima*	*Malvaceae*	3,02
11	*Khaya senegalensis*	*Meliaceae*	2,84
12	*Xylopia aethiopica*	*Annonaceae*	2,49
13	*Dialium guineense*	*Fabaceae*	2,49
14	*Pterocarpus santalinoides*	*Fabaceae*	1,95
15	*Albizia ferruginea*	*Fabaceae*	1,95
16	*Morindalucida*	*Rubiaceae*	1,95
17	*Rovolfia vomitoria*	*Apocynacee*	1,78
18	*Oldfieldia africana*	*Euphorbiaceae*	1,24
19	*Bombax costatum*	Malvaceae	1,24
20	*Crudia senegalensis*	Fabaceae	1,24

4.3.3 Diversité des services offerts aux populations par les forêts sacrées

Les populations locales bénéficient de six services des forêts sacrées à savoir : cultuel, médicinal, protection, régulation, approvisionnement et magique (figure 4.2). Toutes les personnes bénéficient au moins d'un des six services des forêts sacrées. Le service cultuel est le plus cité par les répondants (76,90%). Le service médicinal (37%), de protection (32,54%), de régulation (26,5 %) et d'approvisionnement (20,76 %) viennent respectivement en deuxième,

troisième et quatrième position. La fréquence relative des services dont bénéficient les populations locales à l'échelle individuelle, est globalement inférieure à 50%, indiquant une répartition moyenne de la diversité des services obtenus des forêts sacrées au sein des populations locales. Par ailleurs, les servces dont jouissent les populations locales par catégorie de forêts sacrées sont présentées dans le tableau 4.3.

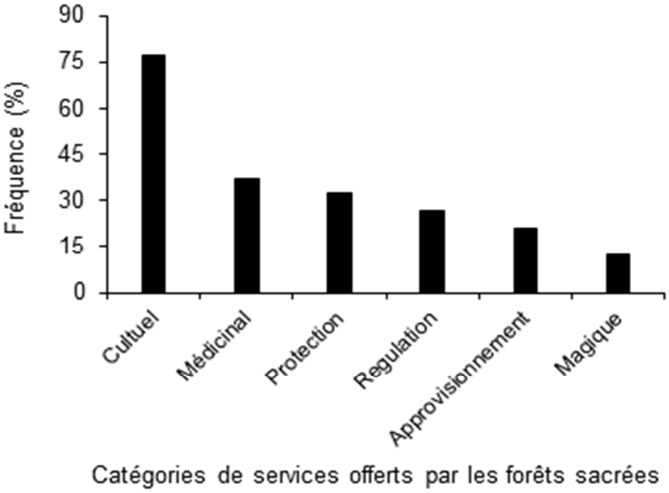


Figure 4. 2. Proportion des personnes enquêtées bénéficiant les différents services des forêts sacrées.

Tableau 4. 3. Fonctions par types de forêts sacrées.

Catégorie de forêts sacrée	Services	Fonctions
Forêts ancestrales/cimetières Cimetière des rois, des morts par accident, foudre, incendie, grossesse, noyade, épidémie.	Cultuel	Enterrement des Rois; Enterrement des accidentés; Enterrement des personnes foudroyées
	Médicinal	Approvisionnement de plantes médicinales
	Magique	Rituels d'intronisation des rois
	Protection	Contre les morts tragiques
	Régulation	Amélioration des conditions pluviométriques

Forêts des dieux ou de génies Abritent les dieux ou génies, protecteurs des populations ou des arbres fétiches aux pieds desquels sont installés des divinités.	Cultuel	Cérémonie annuelle (Ahanbiba); Offrandes pour demander la prospérité; Rituel; Danse; Initiation; Mariage; Sortie d'enfant; Consultation du Fâ; Cérémonies d'appel de pluie; Sacrifices; Cérémonies pour obtenir le bonheur et la paix; Cérémonies pour demande de travail; Prières pour la fertilité des sols; Bénédictions familiales
	Médicinal	Sources d'approvisionnement de plantes médicinales pour toutes les maladies; Traitement de Paludisme, Ulcère, Hémorroïde, Folie, infertilité, maux de ventre, Rougeole, Varicelle, Hypertension, Fièvre jaune, Hépatite, Drépanocytose, Stérilité, Fractures, etc.
	Magique	Contre maladie spirituelle; Facilitation de la délivrance (accouchement); Exorcisme; Potions magiques
	Approvision nement	Bois énergie; Bois de construction; Ressource alimentaire; Ressource halieutique; ressource en eau
	Protection	Contre mauvais sorts; Contre sorcellerie; contre mauvais esprits
	Régulation	Appel de la pluie; Rafraichissement de l'atmosphère
Forêts de sociétés secrètes Couvent des sociétés à savoir : Orozoun ou forêts à Oro, les Kouvitozoun ou forêts à Kouvito, les Zangbétozoun ou forêts à Zangbéto et Fâzou ou forêt initiation de Fâ.	Cultuel	Cérémonies annuelles; Rituels; Initiations; Sorties d'enfant-Danse; Offrandes; Sorties du fétiche Oro; Mariages; Funérailles; Prières; Sacrifices; Règlements de conflits; Consultations des fétiches
	Médicinal	Toutes les maladies notamment traitement de varicelle, du paludisme, des maux de ventre, de l'ictère, de la rougeole, de l'hépatite, des règles douloureuses, de la lèpre, des envoutements, de la folie, des

		épidémies, du diabète, etc.
	Magique	Procréation; Exorcisme; Contre sorcellerie; Amulettes magiques; Démonstrations; Identification des sorciers et voleurs; Communication avec les défunts
	Approvision nement	Recherche de feuille pour douche mystique
	Protection	Maladies et mauvais sorts; Mauvais esprits; Contre maladies spirituels ou mystiques; Contre sorcellerie; Contre les vols et les attaques; Fabrication de potion magique; Contre accidents; Assure la sécurité
	Régulation	Appel de la pluie; Rafraichissement de l'atmosphère

4.3.4 Variations de la fréquence relative de l'ensemble des services obtenus des forêts sacrées en relation avec le groupe socioculturel des populations locales

Les résultats du modèle de régression bêta effectuée pour modéliser la relation entre la distribution des services dont bénéficient les populations locales des forêts sacrées et leurs catégories socioculturelles sont présentés au tableau 4.4. L'analyse de ce tableau révèle que seul le sexe des enquêtés n'induit pas de différence significative (Prob. > 0.05) entre les fréquences relatives de l'ensemble des services offerts par les forêts sacrées. En effet, les enquêtés Idaasha, Mahi et Wémè présentent chacun une différence significative (Prob. < 0.05) avec les enquêtés Goun. Il en est de même pour les enquêtés chrétiens et musulmans comparés aux enquêtés animistes. Par ailleurs, une relation positive significative (Coefficient> 0 et Prob. < 0.05) est observée entre la fréquence relative de l'ensemble des services obtenus des forêts sacrées et l'âge des enquêtés. Le paramètre de dispersion ($Phi^{-1} = 0.098$) indique la bonne qualité du modèle de régression bêta.

Tableau 4. 4. Effets des caractéristiques socioculturelles des enquêtés sur la fréquence relative de l'ensemble des services obtenus des forêts sacrées : résultats de la régression bêta

Sources de variation	Modèle de moyenne		
	Coefficients	ET	Prob.
Ordonnée à l'origine	-0,884	0,170	0,000
Ethnie Holi	0,143	0,103	0,166
Ethnie Idaasha	-0,518	0,119	0,000
Ethnie Mahi	-0,686	0,120	0,000
Ethnie Nagot	-0,054	0,106	0,613
Ethnie Wémè	-0,694	0,127	0,000
Sexe Masculin	-0,064	0,104	0,541
Religion Chrétien	-0,208	0,073	0,004
Religion Musulman	0,64	0,127	0,038
Age	0,015	0,002	0,000
Sources de variation	Modèle de précision		
	Coefficients	ET	Prob.
Phi	10,243	0,747	0,000

ET: erreur-type ; Prob.: valeur de probabilité

L'arbre de régression bêta ou modèle de régression bêta partitionné établi pour expliciter le modèle de régression bêta est présenté à la figure 4.3. De l'analyse de cette figure, il ressort que l'ethnie est le principal facteur de discrimination de la fréquence relative de l'ensemble des services obtenus des forêts sacrées au sein des populations locales avec des différences significatives ($p < 0.001$) entre les enquêtés Goun, Mahi et Nagot d'une part et les enquêtés Holi, Idaasha et Wémè d'autre part. Dans le premier groupe d'enquêtés, l'ethnie reste un facteur important et sépare les Goun et Mahi pour lesquels la religion est une variable déterminante des Nagot. Ainsi, les chrétiens sont séparés des animistes et musulmans. Une augmentation de la fréquence relative de l'ensemble des services obtenus des forêts sacrées est observée avec l'âge. Toutefois, cette augmentation est relativement forte pour les animistes et musulmans comparés aux chrétiens. En revanche, pour les Nagot, une augmentation relativement de

la fréquence relative de l'ensemble des services obtenus des forêts sacrées est observée avec l'âge. En ce qui concerne le premier groupe d'enquêtés (Holi, Idaasha et Wémè), l'ethnie reste toujours un facteur significatif ($p < 0.001$) séparant les Idaasha d'une part, des Holi et Wémè d'autre part. Chez les Idaasha, une relation constante est observée entre la fréquence relative de l'ensemble des services obtenus des forêts sacrées et l'âge des enquêtés alors que chez les Holi et Wémè, l'ethnie demeure un facteur clé discriminant les Holi des Wémè. Une forte augmentation de la fréquence relative de l'ensemble des services obtenus des forêts sacrées est observée avec l'âge des enquêtés Holi. Bien qu'un effet significatif ($p < 0.004$) du sexe est observé chez les Wémè, des tendances globalement similaires sont notées tant chez les hommes que chez les femmes.

4.3.5 Relations entre services obtenus des forêts sacrées et groupes socioculturels des populations locales

L'analyse des résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) décrivant les services obtenus des forêts sacrées en relation avec les groupes socioculturelles (basés sur l'ethnie et les classes d'âge) des enquêtés (Figure 4.3) révèle que les deux premières composantes principales expliquent 74,05% de la variabilité totale de la matrice des services obtenus des forêts sacrées, suivant les groupes socioculturelles. La corrélation entre les services obtenus des forêts sacrées et les deux premières composantes principales (Figure 4.4.a) indique que les services d'approvisionnement et cultuel sont positivement corrélés avec la première composante principale alors que les services de régulation et d'usage à des fins médicinale et magique sont négativement correlés avec la même composante principale. Sur la deuxième composante principale, le service de régulation est positivement corrélé alors que le service de protection y est négativement correlé.

La projection des groupes ethniques et des classes d'âge dans le système d'axes 1 et 2 (Figure 4.4.b) montre que les adultes et vieux Mahi notamment, et Wémè dans une moindre mesure, sont ceux qui bénéficient de services

d'approvisionnement et cultuel des forêts sacrées alors que les vieux Goun et adultes Nagot dans une moindre mesure bénéficient de services de régulation et d'usage à des fins médicinale et magique des forêts sacrées. Les jeunes Goun et les adultes Wémè dans une moindre mesure préfèrent le service de régulation alors que les adultes et vieux Idaasha et les jeunes Holi privilégient le service de protection.

En ce qui concerne les liens entre la croyance (religion) des populations locales et les services obtenus des forêts sacrées (Tableau 4.5), il ressort des corrélations entre la croyance et les deux premières composantes principales, que la croyance des populations locales a un effet relativement significatif (Prob. ≈ 0.05 pour les musulmans sur la première composante principale et pour les animistes et chrétiens sur la deuxième composante principale) sur les services sollicités des forêts sacrées par les populations locales (Tableau 4.5). Ainsi, les musulmans et les chrétiens sont les plus représentés au sein des populations locales qui utilisent les forêts sacrées à des fins de régulation mais aussi pour des usages médicinal et magique (notamment les musulmans). En ce qui concerne les animistes, ils sont les plus représentés au sein des populations locales qui utilisent les forêts sacrées pour des services de protection.

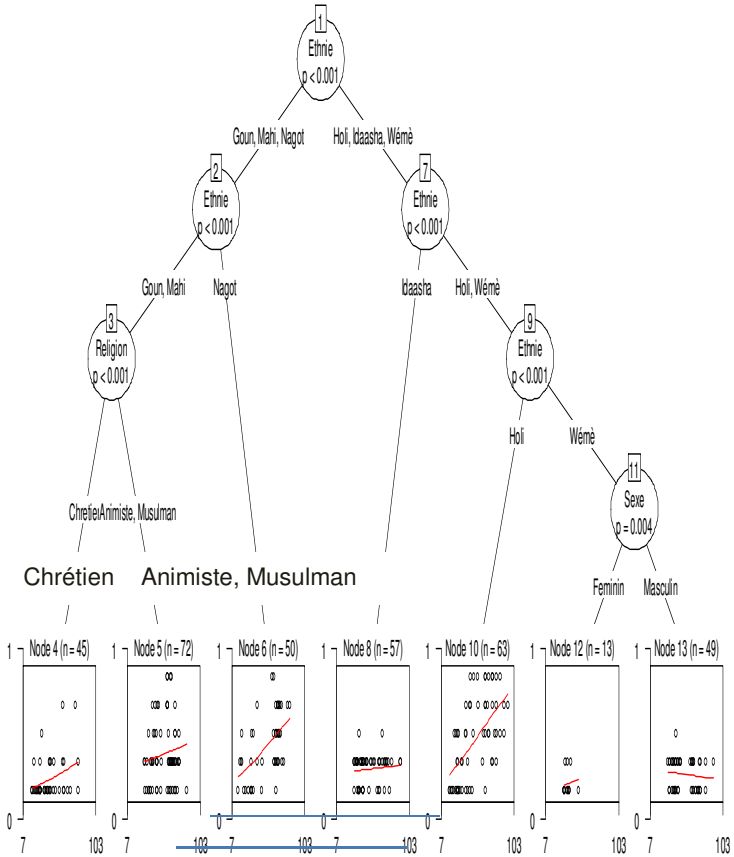


Figure 4. 3. Modèle de régression bêta partitionné (arbre de régression bêta) de la fréquence relative de l'ensemble des services obtenus des forêts sacrées en fonction des caractéristiques socioculturelles des enquêtés.

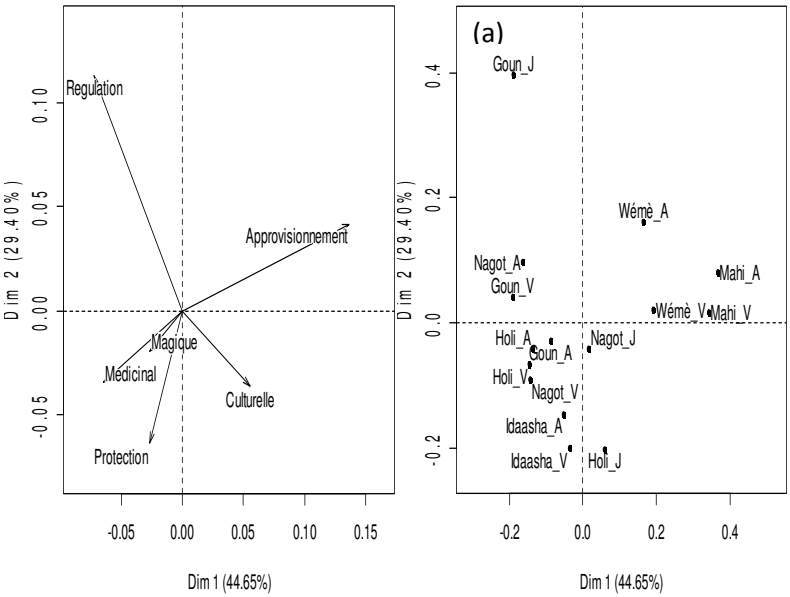


Figure 4. 4. Résultats de l'analyse en composantes principales.(a) Corrélation des services obtenus des forêts sacrées,(b) Projection des groupes ethniques et classes d'âge dans le premier plan factoriel formé par les axes 1 et 2.

Tableau 4. 5. Relation entre composantes principales et la croyance (religion) des populations locales : coefficient de corrélation (r) et probabilité de signification (Prob.).

Religions	Composante 1		Composante 2	
	r	Prob.	r	Prob.
Animiste	0.325	0.237	-0.480	0.070
Chrétien	-0.101	0.720	0.509	0.053
Musulman	-0.492	0.062	0.020	0.944

4.4 Discussion

4.4.1 Typologie des forêts sacrées et perception locale de leur dynamique spatio-temporelle

La majorité des forêts de la zone d'étude, au sud Bénin, sont essentiellement des forêts sacrées isolées et très variées, en termes de typologie et d'affectation cultuelle (Kokou et Sokpon, 2006). La présente étude a permis de distinguer trois grands types de forêts sacrées dont notamment les forêts des dieux ou de génies, ou encore appelées les forêts des divinités, les forêts de sociétés secrètes, et les forêts ancestrales/cimetières, comme déjà observé par d'autres auteurs au Bénin et au Togo (Kokou et Sokpon, 2006, Agossou, 2012). Parmi ces catégories de forêts sacrées, les forêts des dieux ou de génies sont partout citées mais surtout dans les régions de Dassa et de Bonou. Ces résultats confirment la prédominance du culte traditionnel Vodoun dans le Sud-Bénin. En effet, l'univers mental et psychologique des communautés au Sud du Bénin est fortement imprégné de la déité Vodoun. Agossou (2012) confirmait que les groupes ethniques venues de Adja-Tado et de Oyo (Yoruba, Nagot), bien que provenant d'origines géographiques opposées, vénèrent les uns et les autres, les mêmes divinités appelées Vodoun par les premiers et Orisha par les seconds.

Les forêts de sociétés secrètes sont également présentes partout à l'exception des localités de Dassa. Parmi les Vodoun du panthéon du sud Bénin, une place est faite aux divinités de sociétés secrètes (Oro, Kouvito, et Fâ) fortement influencées par la culture et la langue Yoruba, Nagot et notamment la divinité Oro dont le lieu de manifestation par excellence, est la forêt. On note également, une faible distinction entre les forêts ancestrales et les forêts cimetières, parce que les forêts ancestrales servent également pour une raison ou une autre, de cimetières de têtes couronnées et de dignitaires des localités (Kokou et Sokpon, 2006). L'étude a également permis de connaître la perception locale de la dynamique des ressources forestières de chaque type de forêts sacrées. L'évolution interne et externe des forêts sacrées, observée par les enquêtés, se traduit par la régression de superficies des forêts dans le temps, et une disparition ou une raréfaction de certaines espèces ligneuses d'importance

et emblématiques des forêts sacrées. En réalité, la présence de ces espèces ligneuses emblématiques obéit à des besoins utilitaires, rituels ou sacramentels. C'est le cas de *Milicia excelsa* (iroko), *Antiaris toxicaria* (faux iroko), *Cola cordifolia* (fromager), *Ceiba pentandra* (kapokier) qui abritent les divinités, et de *Triplochiton scleroxylon* (Samba) qui est l'arbre sacré de préférence de la divinité Oro, en raison des cérémonies d'élagages dont il est périodiquement l'objet. D'autres essences comme *Caesalpinia bonduc, Adansonia digitata, Zanthoxylum zanthoxyloides* dont les feuilles interviennent dans toutes les cérémonies liturgiques et purificatoires, sont d'importance capitale dans les forêts sacrées.

Les mêmes constats ont attiré l'attention de Agbo et Sokpon (1997), de plusieurs auteurs dans d'autres régions du Bénin comme le Borgou (Inoussa *et al*., 2013) et la Vallée de l'Ouémé (Ali *et al*., 2014) puis également dans d'autres pays de l'Afrique notamment au Burkina (Kaboré, 2010 ; Savadogo *et al* 2011), au Congo (Luketa, 2000), en Cote d'Ivoire (Tahous, 2002), au Cameroun (Oyono, 2004), en Tanzanie (Ylhäisi, 2004) et au Togo (Kokou *et al* 1999).

Les actions anthropiques, la croissance démographique, ou l'effet combiné de ces deux facteurs représentent les réelles causes de la dégradation des forêts sacrées dans la zone d'étude. Juhe-Beaulaton (2010) avait constaté qu'à cause des actions anthropiques liées à la croissance démographique, les forêts sacrées au Togo ont perdu plus de la moitié de leurs superficies entre 1998 et 2007. Les forêts ancestrales/cimetières et les forêts des dieux ou de génie sont les plus exposées, à cause de l'expansion des religions modernes, l'effritement des croyances ancestrales et l'affaiblissement du pouvoir des chefs traditionnels et des prêtres vodoun des localités. Des résultats similaires on été obtenus par Bhagwate et Rutte, (2006) et Juhe-Beaulaton, (2007) qui révèlent que la croissance des conversions des populations aux religions monothéistes et surtout l'explosion des croyances occidentales, constituent une cause importante de la dégradation des forêts sacrées. Les résultats ont également montré que les forêts des sociétés secrètes sont actuellement les mieux protégées et conservées, à cause des règles de restriction d'accès et

d'exploitation des ressources imposées aux initiés et aux communautés. En effet, le principe de conservation est fondé sur la peur inspirée par les divinités des sociétés secrètes qui organisent des entretiens saisonniers des forêts (aménagement des entrées et des sentiers, élagage, éclaircissement de certaines frondaisons, sarclage des touffes d'herbes), à l'occasion des cérémonies rituelles.

4.4.2. Diversité des services offerts par les forêts sacrées et importance des croyances sur leur conservation

Les résultats ont montré que les forêts sacrées offrent six services aux populations, dont le service cultuel est le plus prépondérant (76,90%), suivi du service médicinal (37%), de protection (32,54%), de régulation (26,5%) et d'approvisionnement (20,76%). Toutefois, la préférence des services offerts par les forêts sacrées varie en fonction des ethnies. Ainsi, l'ethnie est le principal facteur de discrimination de la fréquence relative de l'ensemble des services obtenus des forêts sacrées au sein des populations locales, notamment entre les Goun, Mahi et Nagot d'une part, et les Holi, Idaasha et Wémè d'autre part. Ces résultats peuvent s'expliquer pas la tradition cultuelle de chaque ethnie qui varie suivant la primauté des divinités vénérées. En effet, la variabilité du caractère sacré des forêts sacrées est intimement liée à la diversité de leurs fonctions, à la multiplicité des divinités et aux légendes qui marquent leurs origines (Kokou et Sokpon, 2006 ; Garcia *et al*., 2006). Les résultats ont montré que la religion des personnes enquêtées n'a pas d'impact significatif sur les services sollicités des forêts sacrées par les populations locales. Les musulmans et les chrétiens utilisent les forêts sacrées à des fins de régulation, mais aussi, pour des usages médicinal et magique (notamment les musulmans). En ce qui concerne les animistes, ils sont les plus représentés au sein des populations locales qui utilisent les forêts sacrées pour des services de protection.

Le statut sacré d'une forêt semble être beaucoup plus ancré dans la croyance de base du culte vodoun, et détermine le maintien et la conservation de ces forêts. Cependant, l'accès des adeptes des religions monothéistes aux services offerts par les forêts sacrées peut être une source de dégradation. Car, cette catégorie

d'usagers ne vont pas vouloir respecter les interdits relatifs à l'utilisation et qui protègent ces ressources (Juhé-Beaulaton, 2010). Les mêmes observations sont faites par d'autres auteurs, notamment par Reed et Colfer (2004) ainsi que Bhagwate et Rutte (2006), qui affirment que le statut sacré des sites et espaces forestiers en Inde et en Indonésie a son origine dans la croyance animiste et les sociétés des chasseurs.

Les résultats ont montré que chaque type de forêts sacrées assure plusieurs fonctions à la fois et qu'en dehors du service cultuel qui leur a été reconnu à l'origine, elles sont capables de fournir d'autres avantages aux populations riveraines. En effet, les forêts sacrées, comme tous les écosystèmes forestiers, fournissent des biens et services aux populations locales. Dans le cadre de cette étude, six types de services sont fournis par les forêts sacrées du sud Benin. Mais les forêts de divinités/génies et celles des sociétés secrètes offrent une diversité plus élevée de services et de fonctions. Les services rendus par les forêts de divinités peuvent s'expliquer par leur abondance. Les travaux de Kokou et Sokpon (2006) ont révélé que 60% des forêts sacrées sont des forêts de divinité.

La prédominance de la fonction cultuelle confirme la nomenclature traditionnelle de ces espaces forestiers qui s'appuient fortement sur le culte vodoun (Agossou, 2012) et les lieux de culte vodoun (Juhé-Beaulaton, 2007). La fonction thérapeutique est assurée par toutes les catégories de forêts sacrées, mais plus intensément par les forêts de divinité et de sociétés secrètes qui fournissent des plantes médicinales et accueillent des séjours magico-thérapeutiques. Les mêmes études réalisées en Inde par Boraiah *et al*., (2003) ont montré que les services de protection et d'approvisionnement en plantes médicinales sont les plus offerts par les forêts sacrées. Malgré ces services reconnus, plusieurs facteurs qui ont contribué à leur isolement, concourent progressivement de nos jours, à leur empiètement voire leur dégradation.

4.5 Conclusion

Cette étude a permis de cerner les catégories de forêts sacrées au sud-est du Bénin. Les forêts des dieux ou de génies, encore appelées forêts des divinités,

qui sont les plus dominantes ne sont pas les plus protégées. La perception des populations sur la dynamique externe et interne des forêts sacrées a montré que celles-ci ont dans leur garnde majorité, diminué de taille. Il s'en est suivi que les espèces ligneuses emblématiques très importantes pour l'existence desdites forêts sont elles aussi, en voie de disparition. Les causes de cette régression sont prioritairement anthropiques. Toutefois, les forêts de sociétés secrètes sont les mieux protégées, à cause des restrictions et interdictions d'accès et d'exploitation des ressources forestières mises en place. Cette étude a également révélé six services et fonctions offertes par les forêts sacrées dont les deux les plus prioritaires sont le service cultuel et le service médicinal. Ces services sont influencés par les ethnies et l'âge des personnes enquêtées. La religion n'a pas d'influence significative sur les services rendus par les forêts sacrées. Cette dernière situationpeut constitué une source de dégradation, car les adeptes des réligions monotéistes ne respectent les interdits d'accès et de jouissance de ces services des forêts sacrées. C'est pourquoi, malgré les services et fonctions reconnus, plusieurs facteurs concourent progressivement à l'empiètement de superficie et à la dégradation des forêts sacrées. Le maintien et l'accroissement de l'animisme et le developpement de la valeur conservatoire des forêts sacrées au niveau des autres réligions garantiront un meilleur avenir aux forêts sacrées. L'adoption des restrictions et interdictions d'accès et d'exploitation des forêts, telles que pratiquées dans les forêts de sociétés secrètes, pourraient renforcer leur conservation et leur persistance dans le temps.

.

CHAPITRE CINQUIEME : PERCEPTION LOCALE DES FACTEURS DETERMINANTS DE LA FRAGMENTATION DES FORETS AU SUD-BENIN

Publié sous la référence : Alohou E. C., Ouinsavi C., Sokpon N. (2016). Facteurs déterminants de la fragmentation du bloc forêt classée-forêts sacrées au Sud-Bénin. *Journal of Applied Biosciences* 101: 9618 – 9633.

CHAPITRE CINQUIEME : PERCEPTION LOCALE DES FACTEURS DETERMINANTS DE LA FRAGMENTATION DU BLOC FORET CLASSEE-FORETS SACREES AU SUD-BENIN

5.1. Introduction

Les îlots de forêts retrouvés dans le Dahomey-gap sont une multitude de forêts sacrées de très faible superficie (Sokpon *et al*., 1998 ; Sokpon et Agbo, 1999 ; Kokou *et al.,* 1999 ; Agbo, 2001 ; Kokou et Sokpon, 2006). Les quelques massifs forestiers classés, rencontrés, sont entourés d'ilots de forêts, des zones d'habitations et des zones de cultures. La dégradation de ces forêts classées est encore manifeste avec 1,06 % de perte annuelle de couverture forestière (soit 50 000 ha/an) entre 2005 et 2010 pour le pays, contre 0,5% pour l'Afrique (FAO, 2010). Les forêts sacrées, principaux lieux de culte de divinités *Vodoun*, sont respectées et protégées par des interdits séculaires (Sokpon *et al*., 1998 ; Juhé-Beaulaton, 2005). La variété des rites pratiqués dans ces forêts constitue une richesse culturelle exceptionnelle et fondamentale pour l'identité des populations de ces pays (Kokou et Sokpon, 2006). Les forêts, les dieux et les ancêtres qui y résident ont plusieurs rôles et représentent pour les populations, des lieux de communion, de transmission de la mémoire collective et de reconnaissance identitaire (Juhé-bealaton, 2005). Bien que bénéficiant d'une protection culturelle et religieuse, les forêts sacrées subissent de plus en plus, une forte pression démographique qui conduit à leur dégradation progressive, voire à leur destruction (PIFSAP 2011)**.** Les causes indexées sont la culture extensive sur brûlis, le pâturage extensif, l'exploitation forestière sélective et incontrôlée, et les feux de végétation (Ametépé, 1997 ; Hunyet, 2013). Des études à l'échelle tropicale ont indexé la croissance démographique comme la cause sous-jacente de la modification du paysage forestier (Geist *et al*., 2001). Plusieurs auteurs ont signalé la présence des bosquets "fétiches" à proximité des villages, mais sont restés muets sur les sources végétales qui sont à l'origine de la création des différents bois sacrés (Juhé-Beaulaton, 2006).

La double approche ethnobiologique et historique réalisée dans le sud Bénin avait permis de cerner les particularités de ces forêts sacrées et de les classer suivant les circonstances, historiques ou religieuses ayant présidé à leur

fondation (Juhé-Beaulaton et Roussel 2005). Deux formes de création de forêts sacrées sont distinguées : la sacralisation de reliques d'anciens couverts forestiers et la création d'habitats sacrés (Juhe-Beaulaton, 2006). On note les (1) forêts sacrées créées (abris de divinités et sites historiques) et (2) les forêts préexistantes (forêts fondations ?? et préexistant à la divinité). Toutefois, la maîtrise des périodes et des agents probables de création des ilots forestiers sacrés sont encore des champs d'investigation de la recherche forestière. La présente étude vise à (1) identifier les types de végétation à l'origine de la création des forêts sacrées, suivant la structuration de Juhe-Beaulaton (2006), (2) décrire les périodes probables de sacralisation des forêts sacrées et (3) analyser les déterminants de la nucléarisation des forêts sacrées. L'étude a testé les hypothèses selon lesquelles les forêts sacrées de la zone d'étude sont des forêts préexistantes et que la croissance démographique est le principal facteur déterminant de la fragmentation de ces forêts. Du fait des différences historiques entre les peuples, l'étude a aussi testé l'hypothèse que le processus de sacralisation varie en fonction des groupes ethniques et de leur histoire de migration dans la zone d'étude.

5.2. Matériel et méthodes

5.2.1. Milieu d'étude

La présente étude s'est déroulée dans la partie sud-est du Bénin circonscrite en trois grappes de forêts classées-forêts sacrées dénommées grappes de Kétou, de Pobè et de Sakété. Cette région est située entre 1°45' et 2°45' E et 6°30' et 7°30' N (Figure 1). Les communes de Savè, Zangnanado, Dassa et Kétou dans la grappe de Kétou, les communes de Pobè, Ouinhi, Adja Ouère, Bonou et Adjohoun dans la grappe de Pobé et les communes de Sakété, Ifangni, Avrankou, Dangbo et Akpo-Misrété dans la grappe de Sakété (Figure 5.1).

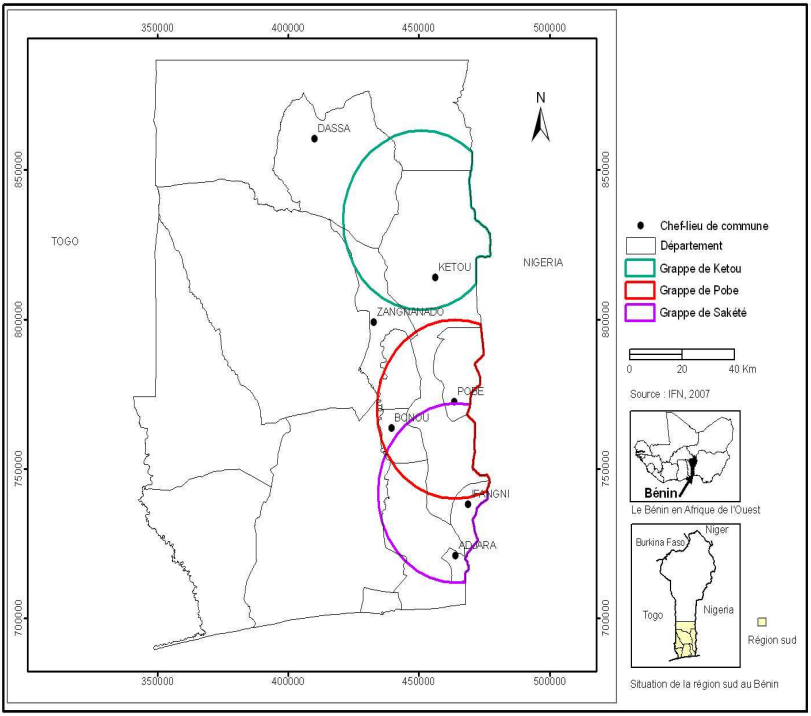


Figure 5. 1. Présentation de la zone d'étude

Le climat est de type subéquatorial avec deux saisons pluvieuses (mars–juillet et septembre-novembre), et deux saisons sèches alternées (août-septembre et novembre-mars). La température moyenne est de l'ordre de 27 ºC, l'insolation avoisine 1800 H/an, alors que l'humidité relative varie d'un minimum de 78% en janvier/février à un maximum de 95% en septembre (ASECNA, 2010). La région connait deux saisons des pluies alternant avec deux saisons sèches : la grande saison pluvieuse qui va de mars à mi-juillet ; la petite saison sèche de mi-juillet à août ; la petite saison pluvieuse de septembre à novembre et la grande saison sèche qui va de décembre à février. La moyenne annuelle des hauteurs de pluie est de 1200 mm/an (ASECNA 2010). La moyenne interannuelle de l'ETP est de 280 mm. Les sols sont de type ferralitiques, argileux-sableux fortement dégradés, ferrugineux tropicaux et reconnus comme

des terres de barre, des vertisols modaux et des sols argileux hydromorphes. Le réseau hydrographique est constitué de plusieurs cours d'eau à régime d'écoulement variable, le long desquels se développent différentes formations végétales.

La zone d'étude est située dans la zone chronologique Guinéo-Congolaise, composée majoritairement de forêts semi-décidues, de mangroves, de marécages, de forêts côtières et des fourrées suivant le gradient Nord-Sud de pluviométrie (Adomou, 2005 ; Akoègninou et al. 2006). Elle s'étend sur quatre (04) districts phytogéographiques particuliers (Zou, Pobè, Plateau et vallée de l'Ouémé) (Houinato *et al*., 2000, Adomou, 2005). Les formations forestières rencontrées aujourd'hui, sont les plantations (palmier, teck et autres essences) et les ilots de forêts par endroits (forêts classées, forêts sacrées, forêts communautaires). Sur le plan démographique, plusieurs groupes socioculturels coexistent dans la zone, dont les plus représentés sont : Les Fon et apparentés et les Yorouba et apparentés (INSAE, 2003). L'agriculture est la principale activité économique de la population.

5.2.2. Echantillonnage et collecte de données

L'étude couvre les trois grappes de forêts constituées d'une forêt classée et des forêts sacrées situées dans un rayon de 30 km autour de la forêt classée. Il s'agit des grappes de Kétou, de Pobè et de Sakété (Figure 5.1). Toutes les localités riveraines des forêts sacrées de superficie supérieure à 1 ha et circonscrites, ont été considérées comme sites d'enquête. Sur chacun des sites de forêts sacrées, un focus group réunissant au minimum 10 sages de la localité a été organisé, en guise d'enquête exploratoire. Ces sages sont essentiellement des personnes âgées, des féticheurs, des autorités traditionnelles et des historiens. Les entretiens se sont articulés autour des types de végétation à l'origine de la sacralisation, des évènements économiques, culturels, politiques, naturels survenus dans la zone d'étude en remontant le plus longtemps possible, de la période avant la colonisation à l'ère post-indépendance en passant par la période coloniale. Un profil historique a été conçu pour chacun des événements rapportés. Ces focus groups ont permis d'établir pour les localités concernées,

un questionnaire d'enquête individuelle. Cette enquête individuelle a considéré seulement les personnes âgées de plus de 60 ans. Au total, 120 personnes âgées de plus de 60 ans ont été enquêtées, à raison de 19 personnes dans 16 localités des communes de Savè, Zangnanado, Dassa et Kétou, 67 personnes dans 20 localités des communes de Pobè, Ouinhi, Adja Ouère, Bonou et Adjohoun, et 34 personnes dans 11 localités des communes de Sakété, Ifangni, Avrankou, Dangbo et Akpo-Misrété, respectivement dans les grappes de forêts de Kétou, de Pobè et de Sakété.

Les enquêtes individuelles ont permis de collecter les informations relatives aux événements historiques de la localité, en rapport avec l'origine de la création des forêts sacrées, l'exploitation/l'utilisation des forêts sacrées ou classées. Il s'agit notamment des causes de sacralisation de la (des) forêt(s) de la localité, des périodes de sacralisation, de l'origine des premiers occupants, des pratiques de gestion instituées (interdits), de la dynamique de la forêt (évolution régressive ou non) et des facteurs ayant favorisé la conservation de celles qui ont persistés.

5.2.3. Analyses statistiques

Une analyse de fréquence relative a été réalisée pour identifier l'origine des forêts sacrées, les différentes périodes et raisons de sacralisation des forêts ainsi que les interdits institués pour les forêts sacrées des trois grappes de forêts étudiées. Les fréquences relatives ainsi calculées ont été ensuite soumises à une analyse de corrélation pour évaluer la concordance des périodes et des raisons de la sacralisation et des pratiques de gestion entre blocs. Le coefficient de corrélation non paramétrique (rho) de Spearman a été préféré au coefficient paramétrique de Pearson, étant entendu que les données ne suivaient pas une distribution normale bivariée (Myles et Douglas, 1973). Une analyse en composantes principales a été réalisée pour mieux décrire les relations entre les types de végétation sacralisés, les périodes de sacralisation, les raisons et les pratiques de gestion (interdits) associées au sein des grappes.

En ce qui concerne l'évaluation de la perception sur la dynamique des forêts sacrées, lles données recueillies par bloc ont été aussi soumises à une analyse de

fréquence afin de faire ressortir par grappe, l'importance du déclin des ilots forestiers. Un modèle linéaire généralisé (GLM), basé sur la distribution binomiale a été utilisé pour investiguer sur l'influence de la source de la forêt et de la période de sacralisation ainsi que des pratiques de gestion mises en œuvre. Enfin, les perceptions sur les causes du déclin des forêts sacrées d'une part, et les facteurs ayant favorisé la persistance de certaines d'entre elles, d'autre part, ont été elles aussi soumises à une analyse de fréquence relative, afin de ressortir leurs importances relatives au sein de chaque bloc. Ces fréquences ont été ensuite soumises à une analyse de corrélation (coefficient de corrélation de Spearman) pour évaluer la concordance des causes et des facteurs rapportés entre les forêts sacrées des différents blocs.
Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R (R Core development Team, 2013) et le seuil de signification statistique a été fixé à 5%. Les packages utilisés sont *FactoMineR* (Husson *et al*., 2013) pour l'analyse en composante principale, *fmsb* (Nakazawa, 2014) pour le coefficient de détermination du GLM.

5.3. Résultats

5.3.1. Végétation originelle sacrée

La démarche ethnobiologique et historique utilisée suivant Juhé-Beaulaton et Roussel (2005) a permis de cerner et de classer les forêts sacrées suivant les circonstances, historiques ou religieuses, ayant présidé leur création. Selon les personnes enquêtées, les forêts sacrées provenaient dans leur majorité, des forêts préexistantes (42,86%) et seulement 4,08% des forêts sacrées sont à l'origine des formations savanicoles (Figure 5.2). En effet, les besoins de sacralisation sont motivés par la recherche de lieux de cachette pour les divinités et les populations dans leur circuit migratoire. Les résultats ont révélé que 25,51% des forêts sacrées ont été créées par les populations, dont 3,06% sont des créations issues de l'installation d'une divinité seule ou auprès d'un arbre planté, dont la mise en défens de l'espace a conduit aujourd'hui à une forêt sacrée, et 22,45% sont issues de la transformation de "sites historiques" en des formations végétales (Figure 5.2). Lorsqu'un lieu est abandonné et protégé

pour des raisons historiques, religieuses ou sociales, il devient sacré et la végétation autour, mis en défens devient une forêt sacrée. D'autre part, on note que 2,04% des forêts sacrées aujourd'hui, étaient issues de la protection d'une source d'eau pour garantir l'approvisionnement en eau potable à la population (Figure 5.2).

La répartition des forêts sacrées par origine et par grappe de forêts (Figure 5.2) montre que les forêts sacrées provenant à l'origine, d'écosystèmes savanicoles ou de forêts préexistants, étaient surtout notables dans la grappe de Kétou (respectivement 18,18% et 36,36%), alors que la sacralisation de sites historiques était plus remarquable dans les grappes de Sakété (16,67%) et surtout de Pobè (31,11%), qu'à Kétou (9,09%).

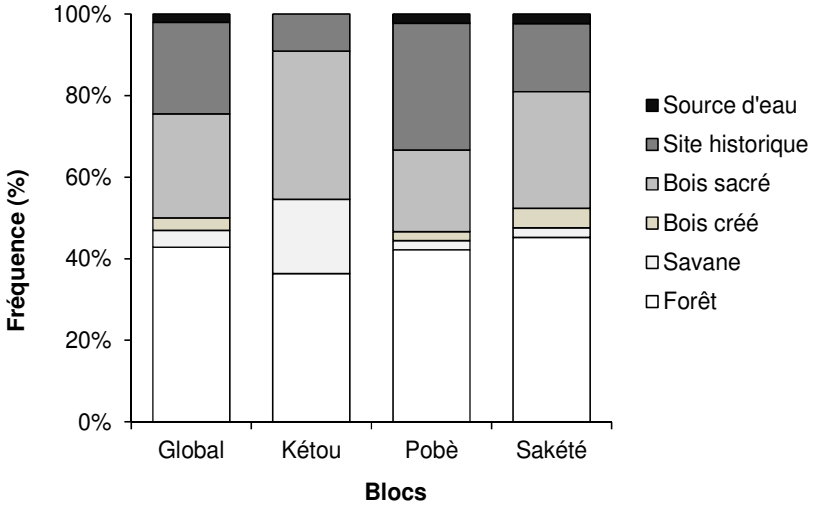


Figure 5. 2. Répartition des forêts sacrées par bloc

5.3.2. Période de sacralisation des forêts, services sociaux attendus et interdits institués

Le caractère sacré de la plupart des forêts étudiées (97,96%) a été institutionnalisé avant l'avènement des indépendances, notamment avant et dans une certaine mesure durant la période coloniale (Figure 5.3a). Quelques

rares forêts (2,04%) ont été réactivées sacrées durant la période révolutionnaire et dès le début du renouveau démocratique (Figure 5.3a). Les raisons ayant motivé la sacralisation étaient surtout cultuelles et culturelles (Figure 5.3b), allant de l'hébergement de lieux de culte et d'initiation de divinité « Obaatala » « Goun » « Ochan'la », « Xêbiosso », « Oro », « Igoun », « Abicou ») de la localité (90,76%), à la célébration de rites culturels tels que les enterrements (6,72%) et l'intronisation d'un roi (0,84%). Mais au-delà des considérations cultuelles et rituelles, certaines forêts furent sacralisées pour également assurer la sécurité des populations et des biens au cours des razzias. Le caractère sacré des forêts repose sur la mise en œuvre de pratiques de gestion (Figure 3c) visant surtout la restriction de l'accès à la ressource (entrée interdite aux femmes, aux non-initiés, et/ou aux étrangers/allochtones) et une interdiction de l'exploitation (bucheronnage, chasse, défrichement).

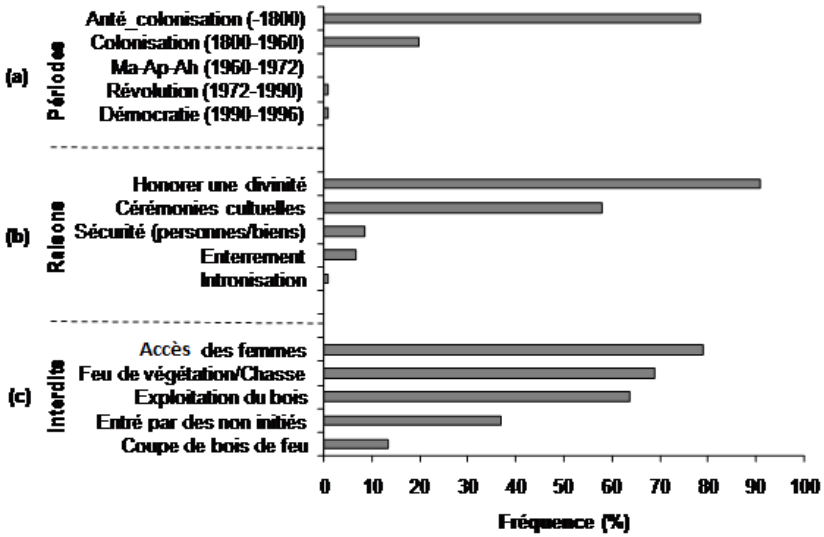


Figure 5. 3. Périodes (a) et raisons (b) de sacralisation des forêts et pratiques de gestion (c)–Ma-Ap-Ah Période post-indépendance dirigée par les Présidents Hubert Maga, Apithy et Ahomadégbé

Les corrélations de Spearman entre les trois grappes (Tableau 5.1) indiquent que les périodes de sacralisation concordent (**rho** > 0,5) entre les grappes de Kétou et de Pobè, mais ne concordent pas entre Pobè et Sakété, ni entre Sakété et Kétou (**rho** < 0,5). Par ailleurs, les raisons de sacralisation concordent seulement entre Kétou et Pobè et entre Pobè et Sakété. Les pratiques de gestion mises en œuvre ont par contre, un fort degré de concordance entre les trois blocs (**rho** >0,5) (Tableau 5.1). Ces diverses corrélations font ressortir que les besoins de sacralisation s'étaient exprimés à différentes périodes et furent motivés par différentes raisons selon les blocs, mais les pratiques de gestions et les interdits étaient essentiellement semblables quel que soit la grappe (Tableau5.1).

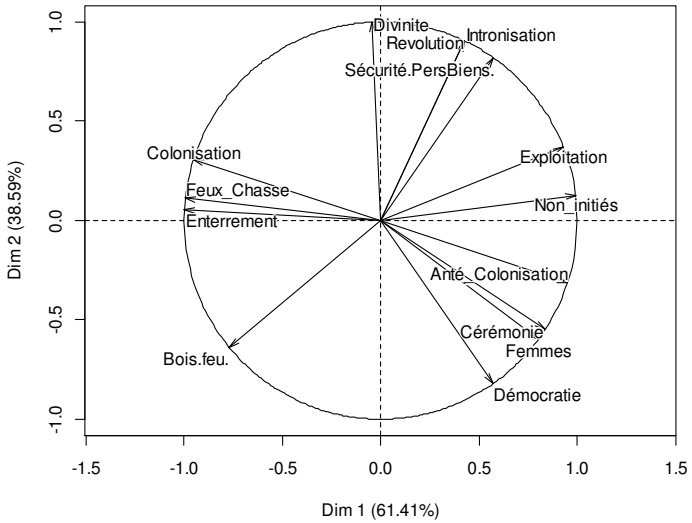
Tableau 5. 1. Coefficients de corrélation (rho) de Spearman entre périodes de sacralisation, raisons de sacralisation et pratiques de gestion entre les blocs de forêts sacrées de Kétou, Pobè et Sakété.

Grappe	Pobè-Kétou		Pobè-Sakété		Sakété-Kétou	
	rho	Prob(>|z|)	rho	Prob(>|z|)	Rho	Prob(>|z|)
Périodes de sacralisation	0,74	0,262 ns	0,316	0,684 ns	-0,055	0,944 ns
Raisons de sacralisation	0,62	0,269 ns	0,872	0,054 ns	0,289	0,637 ns
Pratiques de gestion	0,90	0,083 ns	0,975	0,005 *	0,821	0,089 ns

τ coefficient de corrélation de Spearman; Prob Probabilité;* significatif au seuil 0,05; ns non significatif

L'analyse en composantes principales (100% des informations captées par les deux premières composantes principales) indique que les forêts sacrées de la grappe de Sakété ont surtout été institutionnalisées avant la colonisation. L'opération visait principalement la mise en défens des massifs pour tenir en secret les rites cultuels d'initiation et d'adoration des divinités, ces rites devant rester inconnus aux non-initiés, notamment les femmes (Figure5.4). Les forêts sacrées de la grappe de Kétou ont été institutionnalisées durant la période

coloniale principalement pour les conserver aux fins de rites aux divinités, de cimetières et de lieu de refuge pour les populations contre les razzias, avec l'interdiction formelle d'accès, d'exploitation de bois, de chasse et d'allumage de feux de végétation (Figure 5.4). Les forêts sacrées de la grappe de Pobè ont été essentiellement institutionnalisées avant et durant la période coloniale, pour protéger les rites cultuels d'initiation et d'adoration des divinités, mais aussi pour conserver ces massifs pour des services culturels comme l'intronisation des rois et de protection, de bénédiction des personnes et des biens par l'interdiction de l'exploitation, de la chasse et de l'allumage de feux de végétation et surtout la défense aux non-initiés d'y entrer (Figure 5.4). En cela, la grappe de Pobè présentait des caractéristiques intermédiaires entre celles des grappes de Sakété et de Kétou.



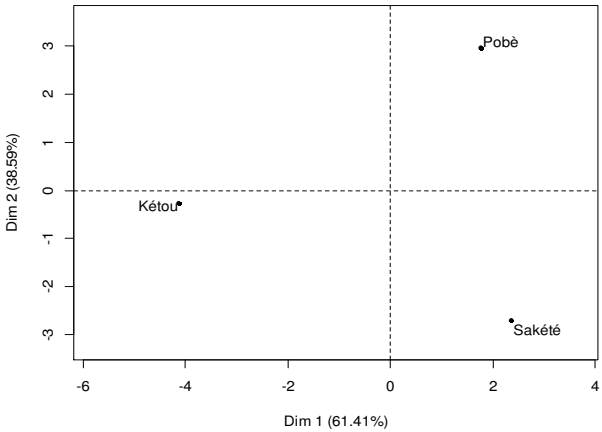


Figure 5. 4. Projection des blocs de forêts sacrées, des périodes et raisons de sacralisation, et des interdits (pratiques de gestion) dans le plan principale

5.3.3. Déterminants de la dynamique évolutive des forêts sacrées

En dépit de leur sacralisation, les forêts sacrées ont pour la majorité des enquêtés (92,44%) connues une régression de leur superficie et de leurs richesses faunistique et floristique (Figure 5.5). Cette régression concerne presque la totalité des forêts sacrées des blocs de Sakété (95,24%) et de Pobè (97,78%), alors qu'environ 9,09% seraient encore intactes dans le bloc de Kétou (Figure 5.5).

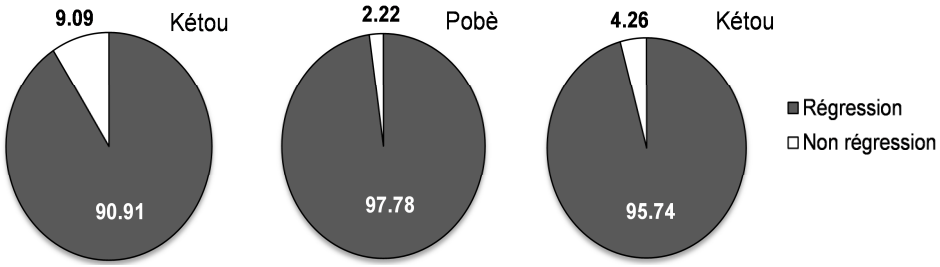


Figure 5. 5. Proportion des forêts sacrées en régression par bloc

Les résultats du GLM (R^2= 0,93) révèlent que le déclin ou non d'une forêt sacrée n'étaient pas significativement influencé par l'origine de la forêt ou de sa

période de sacralisation (Tableau 2, Prob >0,05). De même, les interdictions telles que l'allumage de feux de végétation, l'exploitation des massifs, la coupe de bois de chauffe, l'entrée par les non-initiés et les femmes n'ont pas significativement influencé la régression ou non des massifs (Tableau 5.2, Prob> 0,05). On pourrait retenir que la sacralisation a renforcé la conservation des forêts sacrées, mais n'a pas empêché la régression de la superficie de ces forêts.

Tableau 5. 2. Effet de la période de sacralisation et des interdits institués sur la dynamique des forêts sacrées : résultats du GLM basé sur la binomiale

Source	Terme	Coefficient	Ecart type
	(Intercept)	266,28	177319,00
Origine de la forêt	Bois créés	-19,35	184554,00
	Site historique	-5,37	92578,00
	Forêt préexistante	-26,29	90133,00
	Bois sacrés fondation	-2,40	61412,00
	Source d'eau	-24,78	216246,00
	Savane	-69.03	91631,00
Période de sacralisation	Période avant et Coloniale	42,27	33755,00
	Période Démocratique	-155,59	364141,00
	Période Révolutionnaire	68,84	357720,00
Pratiques de gestion (Interdits)	Entrée par femmes	-65,88	66523,00
	Feux/Chasse	-106,39	57235,00
	Exploitation	-44,15	46329,00
	Entrée par non-initiés	-65,85	65827,00
	Coupe de bois de feux	64,91	60314,00

Prob = probabilité

5.3.4. Perceptions locale des causes de la régression des forêts sacrées

Les perceptions des enquêtés sur les causes de la régression des forêts sacrées sont présentées à la figure 5.6. De façon globale, les actions anthropiques étaient reconnues comme les principales causes de la régression des massifs par

la majorité des enquêtés (Figure 5.6a). Les plus rapportées étaient la croissance démographique (48,74%), l'exploitation forestière (42,02%), et l'agriculture (58%) d'une part, et d'autre part, l'affaiblissement du pouvoir traditionnel (40,02%) et la concurrence des cultes des religions révélées (38,66%). Parmi les causes naturelles (Figure 5.6b) rapportées, les plus fréquentes étaient les maladies végétales (8,40%), les inondations (7,56%) et les chablis (5,02%).

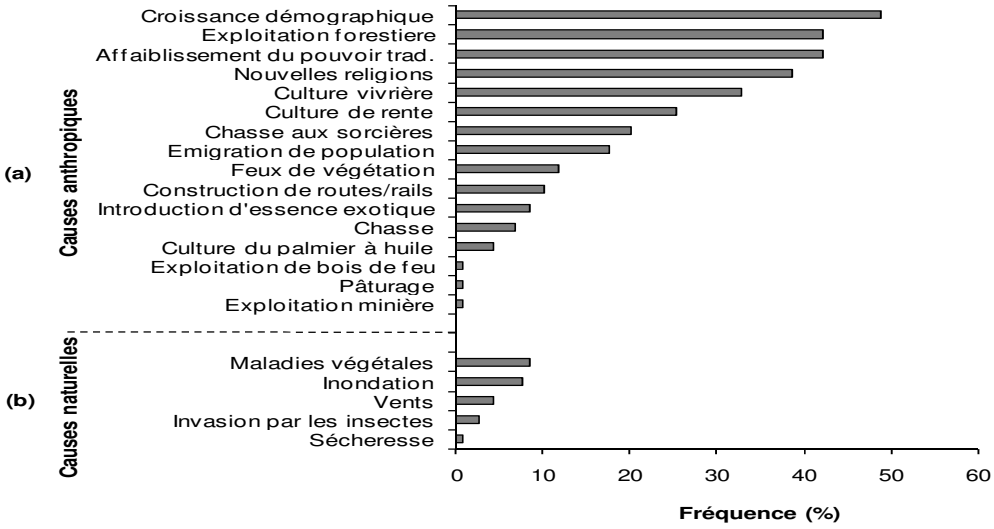


Figure 5. 6. Fréquences des différentes perceptions des causes du déclin des forêts sacrées –Légende : trad. : traditionnel ; Nouvelles religions : christianisme, islamisme etc.; Cultures de rente : arachide et coton.

Ces perceptions sont de différentes importances selon la grappe de forêts considérée. Les corrélations de Spearman indiquent que les perceptions sont significativement concordantes entre les grappes de Kétou et de Pobè (rho = 0,660 ; Prob=0,001), alors que le degré de correspondance est significatif mais faible entre les grappes de forêt de Sakété et de Pobè (rho= 0,496 ; Prob=0,022), et non significatif entre Sakété et Kétou (rho= 0,355 ; Prob=0,114). En effet, alors que les causes anthropiques de régression rapportées pour les forêts

sacrées du bloc de Sakété sont principalement l'exploitation forestière (68,18%), la croissance démographique (56,82%), les cultures vivrières (43,18%) et l'émigration de la population locale vers des pôles de forte concentration humaine (34,09%), ce sont surtout les cultures de rente (73,68%), la croissance démographique (52,63%), l'exploitation forestière (42,11%) et les feux de végétation (42,11%), mais aussi l'affaiblissement du pouvoir traditionnel (42,11%) et l'avènement des religions révélées (42,11%) au sein des communautés locales riveraines des massifs sacrés de la grappe de Kétou (Tableau 5.3). Les causes anthropiques rapportées pour la régression des forêts sacrées de la grappe de Pobè s'apparentent plus à celles rapportées pour la grappe de Kétou, mais comptent également la culture de vivriers (32,14%) particulièrement rapportée pour la grappe de Sakété. Quant aux causes naturelles, les perceptions dans la grappe de Sakété se rapportent surtout aux maladies végétales (22,73%) alors que celles relatives aux grappes de Kétou et Pobè concernent principalement les inondations (21,05%) et les vents violents qui causent des chablis (15,79%).

Tableau 5. 3. Perceptions des enquêtés sur les causes de la régression des forêts sacrées

Nature des causes	**Causes**	**Fréquence (%)**		
		Kétou	Pobè	Sakété
Anthropiques	Croissance démographique	52,63	41,07	56,82
	Affaiblissement du pouvoir traditionnel	42,11	58,93	20,45
	Exploitation forestière	47,37	19,64	68,18
	Nouvelles religions	42,11	50,00	22,73
	Cultures vivrières	10,53	32,14	43,18
	Cultures de rente (arachide et coton)	73,68	26,79	2,27
	Chasse aux sorcières	26,32	17,86	20,45
	Emigration de population	0,00	10,71	34,09

	Feux de végétation	42,11	3,57	9,09
	Construction de routes/rails	15,79	3,57	15,91
	Introduction d'essences exotiques	5,26	1,79	18,18
	Chasse	15,79	3,57	6,82
	Culture du palmier à huile	0,00	8,93	0,00
	Exploitation minière	0,00	0,00	2,27
	Pâturage	5,26	0,00	0,00
	Exploitation de bois de feu	5,26	0,00	0,00
Naturelles	Maladies végétales	0,00	0,00	22,73
	Inondation	21,05	8,93	0,00
	Vents	15,79	3,57	0,00
	Invasion par les insectes	0,00	1,79	4,55
	Sécheresse	0,00	0,00	2,27

5.3.5. Perceptions sur les facteurs favorisant la persistance des forêts sacrées

Les fréquences des perceptions des enquêtés sur les facteurs ayant favorisé la conservation des forêts sacrées sont présentées à la figure 5.7. Il en ressort que la peur des forestiers dont la présence limite l'exploitation frauduleuse des forêts (47,06%) et les campagnes de reboisement intensif qui encouragent l'afforestation (45,38%), étaient reconnues par la majorité des enquêtés, comme les principales pratiques ayant favorisé la conservation des massifs. Des considérations d'ordre culturel et cultuel telles que le respect des principes culturels (23,53%), la peur du sacré (22,69%), la perpétuation des rituels (14,28%) et coutumes par leur transmission (4,20 %) aux plus jeunes, étaient également considérées comme des pratiques favorisant la conservation des forêts sacrées.

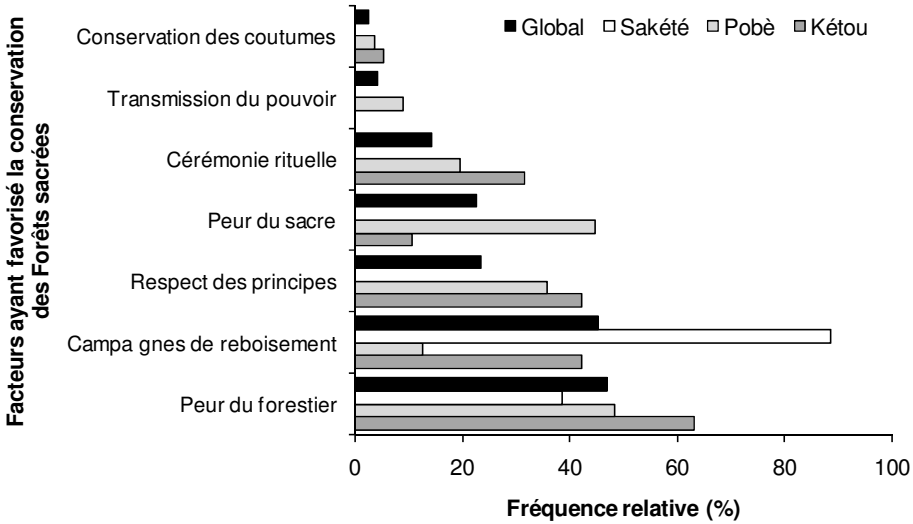


Figure 5. 7. Facteurs ayant favorisé la persistance des forêts sacrées

L'importance relative des perceptions des enquêtés sur les facteurs ayant favorisé la conservation des massifs sacrés, variait également d'un bloc à un autre. Les corrélations de Spearman sont non significatifs mais indiquent que les perceptions concordaient entre les grappes de Kétou et de Sakété (rho = 0,550 ; Prob=0,201) d'une part, et d'autre part, de Pobè et de Kétou (rho= 0,543 ; Prob=0,208), alors que le degré de correspondance entre les grappes de Sakété et de Pobè (rho= -0,048 ; Prob=0,918) était plus faible. En fait, seules, la peur du forestier (38,64%) et les campagnes de reboisement (88,64%), étaient reconnues comme pratiques favorisant la conservation des forêts sacrées de la grappe de Sakété, alors qu'aux niveaux des grappes de Kétou et de Pobè, les pratiques culturelles et cultuelles étaient très estimées (Figure 5.7). Ces pratiques culturelles et cultuelles étaient particulièrement importantes pour la grappe de Pobè (Figure 5.7).

5.4. Discussion

5.4.1. La typologie de l'origine de création des forêts sacrées

Toutes les forêts sacrées ont leur origine liée à l'histoire de l'homme (Juhe-Beaulaton, 1999). Les résultats des enquêtes ont montré qu'il existe à l'origine, plusieurs formes de sacralisation de végétation originelle ou de site ayant marqué l'histoire de la migration des peuples. On note que la majorité des forêts sacrées actuelles sont venues des forêts préexistantes qui ont servi de dépôt de divinités emportées lors des migrations ou qui étaient des lieux d'apparition de génies ou qui étaient des lieux de protection contre la guerre, les razzias (hypothèse 1 validée). Le faible nombre de forêts qui avaient pour origine des savanes sacralisées est due au fait que la zone d'étude est subéquatoriale avec une dominance des formations de forêts denses semi décidues. La sacralisation des sources d'eau, de point d'eau et de l'espace alentour, visait à garantir de l'eau potable au groupe humain et sont aujourd'hui des forêts sacrées.

L'étude a également révélé une autre catégorie, la forêt sacrée créée par l'homme. Il s'agit d'un lieu d'apparition ou de manifestation d'une divinité. Celui-ci devient alors sacré et fait l'objet d'interdits visant à sa protection et à sa mise en défend ou la transformation de "sites historiques" en des formations végétales. Ces types de forêts sacrées sont issus de la protection de sites pour des raisons historiques, religieuses ou sociales. Ces résultats concordent avec ceux obtenus par Juhé-bealaton (2006) dans le sud du Togo et du Bénin. Au total, deux grandes catégories d'origine de forêts sacrées sont identifiées. Chaque catégorie se compose de deux sous-catégories (Juhé-bealaton 2006). La présente étude vise à préciser deux autres sous-catégories à savoir, les forêts créées à partir de savanes et de sources d'eau ou de points d'eau. La répartition des forêts sacrées par origine et par grappe de forêts a permis de comprendre que les forêts sacrées provenant à l'origine de savanes ou de forêts préexistantes, sont en majorité dans la grappe de Kétou, alors que la sacralisation de sites historiques était plus remarquable dans les grappes de Sakété et surtout de Pobè qu'à Kétou.

5.4.2. Sacralisation des forêts et installation des peuplements humains

L'histoire du processus de sacralisation des forêts au Bénin est peu documentée, malgré la signalisation de bosquets "fétiches" à proximité des villages, protégés par des interdits, depuis les années 1930 (Chevalier 1933 ; Aubréville 1937 ; Cornevin 1962 ; Jones 1963 ; Gayibor 1985 ; Guinko 1985; Sokpon et al. 1997 ; Gbaguidi 1998 ; Ago 2000). La présente étude propose pour la première fois, les contextes particuliers et les motivations réelles de la sacralisation des massifs forestiers. Les résultats ont montré que les besoins de sacralisation s'étaient exprimés à différentes périodes et furent motivés par différentes raisons selon les grappes. En effet, la majorité des forêts de la zone d'étude ont été sacrées avant et durant la colonisation (1200-1960). Cette institutionnalisation semble avoir commencé d'abord sur le plateau de Kétou et au sud (Sakété), pour remonter vers le nord du pays (Kétou-Savè et Sakété-Pobè) (voir résultats 5.3.2). Ce gradient dans la sacralisation des forêts va de pair avec l'installation des peuplements humains dans la zone d'étude. En fait, l'établissement humain dans le bloc de Kétou a eu lieu avec le courant migratoire des Yorouba venus d'Ilé-Ifè (Nigeria) entre le XII^{è} et XIV^{è} siècle et dans le bloc de Sakété plus au sud, à la fin du XVII^{è} siècle (Cornevin 1962 ; Oyeniyi 2012) à partir d'un courant migratoire de peuplements Yoruba venus d'Oyo au Nigéria voisin. Le besoin de tenir secret des rites cultuels d'initiation réservés aux clans royaux et aux dignitaires féodaux fit dès lors naître l'idée de mettre en défens les cœurs des massifs forestiers de la zone d'occupation, loin du regard des sujets. Par contre, l'occupation de l'espace dans la zone des grappes de Pobè et de Sakété remonterait entre le XIV^{è} et le XVII^{è} siècle (Cornevin 1962 ; Oyeniyi 2012), mais ne s'était stabilisée que vers la fin du XIX^{è} siècle. Il s'agissait d'abord d'un courant migratoire de peuplements Nagot-Holli qui, pour les mêmes raisons rapportées pour les grappes Kétou et Sakété, ont créé plusieurs forêts sacrées dans leurs parcours orientés du nord (Kétou) vers le sud (Pobè). Ensuite, l'affirmation de puissants royaumes établis à Kétou et surtout plus à l'ouest à Abomey, a été à l'origine de nombreuses guerres et razzias vers le XIX^{è} siècle, ce qui a entraîné le refoulement de nombreuses populations notamment les Mahi, qui se sont réfugiés dans les bois

sous la protection de diverses divinités (Anignikin, 2001). Ces forêts protectrices qui ont été les points d'installation de plusieurs chefferies dont celles de Kpankou, Adakplamè, Agonli-Kpahou, Ewè et Aguigadji, ont ensuite été sacralisées (tardivement, notamment durant la période coloniale), afin de préserver la demeure des divinités et ainsi perpétuer les rites d'initiation et d'adoration à elles dédiées. L'institutionnalisation d'une forêt en forêt sacrée est ainsi liée aux besoins d'installation des divinités des peuples lors de leur parcours migratoire dans la zone d'étude. Les courants migratoires ont permis d'emporter les divinités tutélaires qui ont été installées et ont ainsi participé à la mise en place des forêts sacrées, imprimant l'identité des groupes ethniques dans le paysage.

.

5.4.3. Facteurs prédominants dans la régression des forêts : colonisation, orientation politique et poussée démographique du Bénin

La variation observée dans les périodes et raisons de sacralisation des forêts n'a pas empêché une uniformité dans les pratiques de gestion instituées pour protéger les massifs. Quel que soit le bloc forestier considéré, le caractère sacré des forêts repose sur des interdits visant surtout à restreindre l'accès à la ressource (entrée interdite aux femmes, aux non-initiés, et/ou aux étrangers/allochtones) et une interdiction de l'exploitation des ressources (bucheronnage, chasse, défrichement) du massif. Pourtant, le constat de la régression de la superficie des forêts sacrées est général et s'accorde avec les indications de plusieurs auteurs. En 1933, Chevalier qualifie les bois sacrés de "*sanctuaires de la nature*" et s'alarme devant l'accélération de l'empiètement et des défrichements : "*malheureusement, à notre contact, le primitif renonce à ses croyances, les bois sacrés disparaissent" (*fin de citation). En 1937, Aubréville renchérit : "*Tous les curieux bois fétiches du Dahomey, à l'ombre desquels se passèrent autrefois de mystérieuses cérémonies fétichistes, ne sont plus respectés" (*fin de citation). Plusieurs scientifiques, écologues, forestiers ou botanistes ont dans leur travaux, plus de cinquante ans après, exprimé les mêmes inquiétudes et insistent toujours sur la contribution des forêts sacrées à la protection et à la gestion durable d'une certaine biodiversité (Sokpon et Agbo,

1998 ; Kokou *et al.*, 1999 ; Ago, 2001 ; Kokou et Sokpon, 2006 ; Arouna, 2012 ; Mama, 2013). La présente étude élimine les considérations telles que la période de la sacralisation et ?? les pratiques de gestion instituées (interdits) pour la protection des forêts sont contre les causes de leur régression. Les résultats ont en outre, fait ressortir que les différents événements politiques ayant marqué l'histoire du Bénin, de la période coloniale (avant 1960) à l'ère démocratique (après 1990) en passant par la période révolutionnaire (1972-1990), ont influencé la régression des superficies des forêts sacrées dans la zone d'étude. En effet, à la conquête coloniale, au début du 20ème siècle, les politiques menées par les colons administrateurs avaient contribué à la déstructuration du tissu social et de l'espace. L'orientation de la politique agricole sur les cultures de rente est en grande partie, responsable de l'accroissement des défrichements aux dépens des zones forestières. Ces politiques de grands défrichements, associées aux campagnes d'évangélisation, largement soutenues par les autorités coloniales, ont grandement contribué à diminuer l'autorité des responsables des cultes v*odoun*, à déséquilibrer les relations que les hommes entretenaient avec leurs divinités, ce qui entraîna une non reconnaissance du caractère sacré des forêts par certains citoyens, autorités et la destruction de nombreuses d'entre elles.

De même, depuis l'indépendance, notamment de 1975 à 1980, le gouvernement de la République Populaire du Bénin, d'obédience marxiste-léniniste, a lutté contre les "pratiques obscurantistes" des religions dites "traditionnelles ou animistes", provoquant encore la destruction de nombreux sites et forêts sacralisés et utilisés à des fins religieuses et occultes. Les responsables religieux furent contraints de cesser d'exercer leurs pratiques. Dans ce sillage, la sécheresse longue et inhabituelle des années 1976 fut interprétée par l'opinion publique comme le signe de la colère des divinités, ce qui inquiéta le gouvernement qui diminua alors les persécutions sans pour autant reconnaître véritablement le caractère sacré des forêts. Néanmoins, cette baisse de tension entre dignitaires de divinités traditionnelles et le pouvoir révolutionnaire, imprima une dynamique de ''recréation'' de certaines forêts sacrées. Le "renouveau démocratique" qui suivit la conférence nationale en 1990 a

également permis aux responsables religieux de retrouver toute leur importance sur la scène politique et sociale. L'organisation du "festival des arts et cultures *Vodoun*" en février 1993 à Ouidah est le résultat de la politique de revalorisation des cultures nationales du gouvernement béninois (Banégas, 1998).

Cependant, cette reconnaissance et la valorisation des traditions n'a pas pour autant, arrêté la régression et l'isolement des forêts en général, et des forêts sacrées en particulier. En effet, la croissance démographique conjuguée à l'exploitation des ligneux pour des fins diverses, ont été identifiées comme les principales causes de la régression des forêts, devant les considérations culturelles et cultuelles, notamment l'affaiblissement du pouvoir traditionnel et l'avènement des religions révélées (Figure 5.5). La poussée démographique et l'augmentation subséquente des besoins en terres agricoles, associée à l'urbanisation (apparition de villages rues ?? au bord des axes routiers et des pistes de débardage forestiers) ont ainsi réduit l'espace forestier au profit des champs et des zones urbaines.

En effet, le fait que les forêts sacrées aient totalement régressé dans les grappes de Sakété et de Pobè peut s'expliquer par la forte densité de la population remarquée dans cette zone comparée à celle de Kétou.

Les causes de la régression des forêts de la zone d'étude concordent ainsi en partie, avec celles identifiées en zone tropicale, notamment les situations socio-économiques (Hecht, 1985) des pays et la croissance démographique (Geist *et al*., 2001).

La régression de ces forêts se manifeste surtout par la réduction de la taille et de la forme des ilots isolés. Cette situation constitue la base de mesure quantitative de la fragmentation (Mama, 2013) et reste une menace majeure pour la survie de la diversité biologique (Henle *et al.,*2004). Notamment, la fragmentation des forêts produit l'isolement de petites superficies de forêts et entraîne un appauvrissement des pools génétiques, rendant à terme vulnérables les petites populations (PuUiam, 1988). C'est pourquoi, avec la prédiction de la théorie biogéographique des îles (Mac Arthur et Wilson, 1967 ; Liénard, 1995 ; Nasser, 2010), une attention particulière doit être accordée à la taille limite d'une forêt

sacrée, afin de garantir la survie de sa richesse spécifique. Cette théorie prenant en compte l'espace comme facteur écologique, explique la richesse spécifique sur une île, comme le résultat d'un équilibre entre les taux d'extinction et d'immigration.

.

5.5 Conclusion

L'approche ethnobotaniste utilisée dans la présente étude a permis de retracer l'historique de la création et de la sacralisation des forêts sacrées. Les forêts sacrées de la zone d'étude ne viennent pas que des forêts préexistantes. Il y a également d'autres végétations originelles et sites historiques qui longtemps, ont été mis en défends et sont aujourd'hui des forêts. Cette approche utilisée a fait l'objet de débats scientifiques parfois contradictoire notamment Blanc-Pamard, et Peltre (1987) qui réfutaient les résultats de Gayibor (1986) et soulignaient la faible capacité des populations locales à distinguer les types de végétations ou à s'en rappeler des années après leur disparition. Toutefois, les résultats obtenus dans les présents travaux sont facilités par (1) le niveau de temps remonté et (2) la tradition de transmission de savoir historique oral dans la zone d'étude, recoupée par la méthode de triangulation suivant Juhé-Beaulaton (2006). L'étude a également permis de comprendre pourquoi les forêts sacrées ont régressé de superficie dans le temps, malgré les interdictions des divinités avant de relever que les facteurs anthropiques confortés par les différentes politiques agraires du Bénin, sont les déterminants de la dynamique régressive des ilots de forêts et à leur isolement donc de la fragmentation forestière. Prenant en compte ces déterminants, la stratégie de conservation et d'utilisation durable à développer devra être inclusive au niveau local avec un renforcement de l'autorité traditionnelle dans la gestion, la promotion des normes de protection et de gestion des divinités des sociétés secrètes et la promotion d'un cadre juridico-technique adapté de gestion. Dans ce cadre, l'intégration des forêts sacrées dans le système national des aires protégées constituera une avancée notable.

CHAPITRE SIXIEME:

FRAGMENTATION DES ECOSYSTEMES FORESTIERS ET CONNECTIVITE LIGNEUSE DES FORETS SACREES AUX FORETS

CHAPITRE SIXIEME : FRAGMENTATION DES ECOSYSTEMES FORESTIERS ET CONNECTIVITE LIGNEUSE DES FORETS SACREES AUX FORETS CLASSEES

6.1 Introduction

L'occupation du sol dans le monde change rapidement (Veldkamp *et al.,* 2001 ; Hansen *et a*l., 2008). La transformation des écosystèmes naturels par les activités humaines et son impact sur les organismes qui dépendent de ces habitats est une des thématiques centrales de l'écologie moderne (Thiago *et al*., 2010). Les conséquences de ces modifications sont la perte d'habitats et la fragmentation des paysages (Kindlmann et Burel, 2008) et restent des menaces majeures pesant actuellement sur la diversité biologique (Henle, 2004 ; Barima *et al.*, 2010). Dans les régions tropicales, la fragmentation des forêts se produit à un rythme alarmant (Rudel and Roper, 1997 ; Laurance *et al.,* 1997 ; Sanchez-Azofeifa *et al*., 2003) et induit la réduction de la taille des fragments et l'augmentation de leur isolement (Fahrig, 2003; Bogaert *et al.*, 2004 ; Barima *et al.*, 2010). Elle modifie la dynamique des forêts tropicales, altère les cycles de reproduction des espèces (Aguilar *et al*.,2006 ; Lindenmayer *et al*., 2006) et modifie le microclimat au sein des fragments forestiers (Laurance *et al.*, 1998a) en stimulant la prolifération des héliophytes invasives (Barima *et al*., 2010). La fragmentation des habitats naturels peut donc induire des modifications de la configuration forestière (réduction de taille, isolement des fragments, etc.) et de la structure forestière (densité en tiges, surface terrière) des fragments (Freitas *et al*., 2005) ainsi que de leur composition floristique (Cabacinha *et al*., 2009 ; Barima *et al.,* 2010).

Plusieurs travaux de recherche ont montré qu'à partir des données de références structurales et écologiques, il est possible d'étudier l'effet de la fragmentation et de la connectivité des forêts (Barima *et al*., 2010 ; Lemieux, 2010 ; Lamiche, 2011). La connectivité est le résultat d'une combinaison de facteurs structuraux et fonctionnels (Taylor *et al.*, 2006). Plus autrement, la configuration physique d'un paysage et les réponses comportementales des organismes à cette structure définissent la connectivité. Dans ce cadre, la connaissance de l'aspect structural de la connectivité est plus intéressante et pratique du point de vue de

l'aménagement et de l'analyse du paysage. Toutefois la compréhension précise des relations entre l'organisation spatiale des habitats et la biodiversité est encore en développement. Ainsi une estimation de la connectivité dans un but de conservation de la biodiversité doit être faite avec une approche centrée sur les espèces, en considérant leurs réponses vis-à-vis de la structure paysagère (Andrade, 2010).

Dans le couloir sec dahoméen et particulièrement dans la zone guinéenne du Bénin, subsistent encore quelques îlots de forêts denses semi-décidues (Paradis et Houngnon, 1977 ; Akoegninou, 1984 ; Akoègninou, 1998 ; Djègo et Oumorou, 2009) appartenant soit au domaine classé de l'Etat, soit au domaine forestier communautaire. Le domaine classé est généralement en proie à de fortes pressions anthropiques qui a considérablement dénaturé sa composition ligneuse (Adjakpa *et al.*, 2011). Les forêts sacrées sont longtemps signalées en Afrique, en Asie, en Amérique latine et protégées par des pratiques magico-cultuelles, constituant ainsi une forme endogène de conservation de la diversité biologique en (Otteng-Yeboah, 2012). Au Bénin, l'existence des forêts sacrées est signalée depuis les années 1930 (Chevalier, 1933) et sont recensées pour la premières fois grâce aux travaux de Agbo et Sokpon (1998). Ils ont recensé 2940 forêts sacrées dont 70% ont une superficie variant de 0,1 à 5ha et le plus souvent sont situées non loin des agglomérations. Ce sont des espaces boisés, vénérés et/ou craints, réservés à l'expression culturelle d'une communauté donnée, dont l'accès et la gestion sont réglementés par les pouvoirs traditionnels (Agbo et Sokpon, 1998 ; Oviedo and Jeanrenaud, 2007). L'intérêt pour les forêts sacrées en ce qui concerne le maintien de reliques de végétation forestière ancienne et de leur diversité biologique, a fait l'objet de plusieurs études (Agbo et Sokpon, 1997 ; Kokou et Caballé, 2000; Kokou et Sokpon, 2006 ; Kokou et Kokutse, 2006 et Juhé-Beaulaton, 2006). Les forêts classées du sud-Bénin sont également reconnues par plusieurs auteurs comme les derniers vestiges de forêt naturelle et témoins de la végétation du bloc forestier ancien du sud-Bénin (Akoegninou, 1984;Sokpon, 1995; Djego et Sinsin, 2007 ; Adjakpa *et al.*, 2011). Malheureusement, très peu de travaux de recherche ont porté sur l'existence d'une affiliation des ilots de forêts sacrées situées autour des forêts

classées reliques représentatifs du bloc forestier ancien et montré qu'une telle structure de l'occupation forestière peut être liée à un processus de fragmentation de massif forestier. La présente étude vise à apprécier l'affiliation spécifique qui existe entre les forêts sacrées et les forêts classées pour justifier la fragmentation des forêts. Pour le faire, la zone de transition forestière guinéo-congolaise (White, 1983) du sud-Bénin a été considérée pour tester l'hypothèse que les forêts sacrées sont des fragments des forêts classées, donc du bloc forestier ancien (similarité spécifique entre les deux catégories de forêts et similarité spécifique entre forêts en fonction de la distance) d'une part et que la fragmentation à un impact négatif sur les espèces indicatrices des écosystèmes forestiers d'autre part. Des approches peu complexes mais robustes, facilement reproductibles, pouvant couvrir de grandes superficies et permettant d'étudier des dynamiques temporelles avec suffisamment de recul et de répétitivité (DeFries *et al*., 2007) ont été utilisées pour vérifier ces hypothèses de recherche.

6.2 Matériel et méthodes

6.2.1 Milieu d'étude

La présente étude a été réalisée dans la partie sud-est du Bénin, située entre 1°45' et 2°45' E et 6°30' et 7°30' N et circonscrite en trois grappes de forêts classées-forêts sacrées dénommées grappes de Kétou, Pobè et Sakété (Figure 6.1).

La forêt classée de Dogo-Kétou située dans la commune de Kétou, est composée du périmètre classé de Kétou (11 000 ha) érigée en forêt domaniale classée par arrêté n° 2 426 S.E. du 2 avril 1955 et de la forêt de Dogo (31 850 ha) érigée par arrêté n° 675 SE/ du 27 janvier 1955. Elle se trouve dans un état de dégradation avancé et est devenue la zone d'intervention du Projet Plantations de Bois de feu et récemment de l'Office National du Bois (ONAB).

La forêt classée d'Itchèdè-Toffo est située dans la commune d'Adja-Ouèrè avec un débordement de Plantations de *Tectona grandis* (7 ha), *Terminalia superba* (2 ha) et *Cedrela odorata* (2 ha) sur la commune de Pobè et couvre une superficie d'environ 191 ha.

La forêt de Sakété (60 ha) est classée en 1942 et située entre à 1 km au Sud de la ville de Sakété. Cette forêt classée est composée de forêt dense humide semi-décidue à *Trilepiseum madagascariensis* et *Dichapetalum crassifolium* rencontrée sur des sols de type ferralitique de pentes ; la forêt inondable à *Anthonotha crassifolia* et *Symphonia globulifera*, rencontrée dans la vallée où le sol est de type sablo-argileux à engorgement temporaire et la forêt marécageuse à *Anthostema aubryanum* et *Alchornea cordifolia*, établie sur les sols sableux ou argilo-sableux et vaseux à hydromorphie permanente. La forêt classée de Sakété est actuellement enrichie avec de *Hevea brasiliensis*, *Tectona grandis* et *Erythrophleum suaveolens* (Adjakpa *et al*., 2011) .

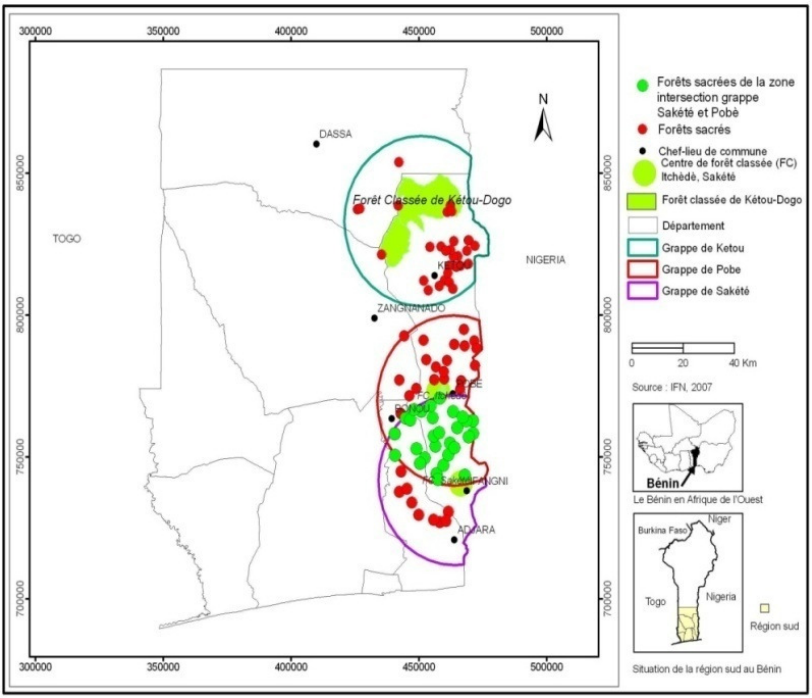


Figure 6. 1. Présentation de la zone d'étude.

Le climat est de type subéquatorial avec deux saisons pluvieuses (mars-juillet et septembre-novembre) et deux saisons sèches alternées (août-septembre et

novembre-mars). La température moyennes est de l'ordre de 27 ºC, l'insolation avoisine 1800 H/an, alors que l'humidité relative varie d'un minimum de 78 % en janvier/février à un maximum de 95 % en septembre (ASECNA, 2010). Le bilan climatique entre 1980 et 2010 montre des variations mensuelles de la pluviométrie dans le sud-Bénin qui se subdivisent en deux classes : la grande saison pluvieuse qui va de mars à mi-juillet ; la petite saison sèche de mi-juillet à août; la petite saison pluvieuse de septembre à novembre ; la grande saison sèche qui va de décembre à février.

Les sols sont de type ferralitiques, argileux-sableux fortement dégradés, ferrugineux tropicaux et reconnus comme des sols ferrugineux tropicaux, vertisols modaux et argileux hydromorphes. Le réseau hydrographique est constitué de plusieurs cours d'eau à régime d'écoulement variable, le long desquels se développent différentes formations végétales.

La zone d'étude est située dans le centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais composé majoritairement de forêts denses semi-caducifoliées, de savanes, de mangroves, de marécages, de forêts côtières et de fourrées, suivant le gradient Nord-Sud de pluviométrie (White, 1986 ; Sokpon, 1995 ; Akoègninou *et al*., 2006 ; Assi-Kaudjhis, 2011). Elle s'étend sur quatre (04) districts phytogéographiques particuliers (Zou, Pobè, Plateau et Vallée de l'Ouémé) (Houinato *et al.,* 2000 ; Adomou, 2005). Les formations forestières sont les plantations (palmier, teck et autres essences) et les îlots de forêts par endroits (forêts classées, forêts sacrées, forêts communautaires). Plusieurs groupes socioculturels coexistent dans la zone, dont les plus représentés sont les Fon et apparentés, et les Yorouba et apparentés (INSAE, 2013). L'agriculture est la principale activité économique de la population.

6.2.2 Echantillonnage et collecte des données

La fragmentation et la connectivité des forêts sacrées aux forêts classées ont été étudiées à partir d'un inventaire floristique conduit au niveau des forêts sacrées et des forêts classées de la zone d'étude. Les forêts classées de Dogo-Kétou et d'Itchèdè-Toffo ont été systématiquement retenues. Les forêts sacrées ont été choisies de façon aléatoire parmi celles présentant une superficie supérieure à

10 000 m² et se trouvant dans une maille circulaire de rayon 30 km, choisie comme un multiple de l'inventaire forestier national (IFN-DFS-PBF2, 2007) et centrée sur chaque forêt classée (Figure 6.2). Chaque forêt classée entourée par les forêts sacrées a été désignée sous l'expression de grappe de forêts dans cette étude. Ainsi, l'inventaire floristique a été réalisé au sein des grappes de forêts de Kétou et de Pobè. La grappe de Sakété étant en intersection avec celle de Pobè (Figure 6.1) a été systématiquement éliminée de l'étude pour éviter l'effet mixte en écologie. Au total, 30 placettes au niveau de la forêt classée et 30 forêts sacrées par grappe, ont servi pour l'inventaire floristique.
Au niveau des forêts sacrées, l'inventaire floristique a été réalisé dans une (1) placette circulaire de 1000 m² au sein des peuplements jugés les plus représentatifs de chaque forêt sacrée, de superficie inférieure à 4 ha et dans deux (2) placettes circulaires de 1000 m² pour les forêts sacrées de superficie supérieure à 4 ha. Les coordonnées au centre de chaque placette d'inventaire ont été géo-référencées.

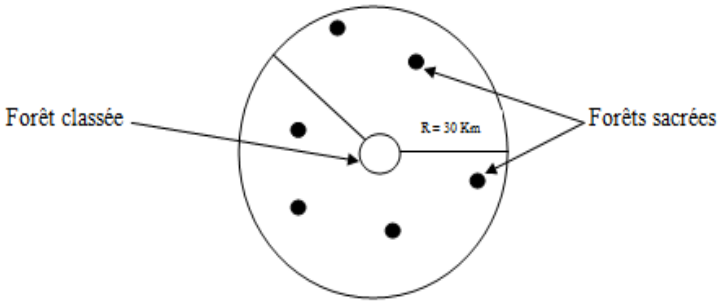


Figure 6. 2. Dispositif d'échantillonnage (grappe de forêt)

Les données collectées au niveau de chaque placette d'inventaire sont relatives au nom vernaculaire ou scientifique des ligneux, au diamètre à 1,30m du sol, à la hauteur fût et à la hauteur totale des ligneux de la strate arborée (dbh1,3m ≥ 10 cm).

6.2.3 Traitement et analyse statistique des données

La matrice d'abondance des n espèces (en colonne) observées dans les p relevés a été réalisée pour l'ensemble des deux grappes de forêts. Cette matrice a été

soumise à un positionnement multidimensionnel non-métrique (*Non-metric Multi-Dimensionnal Scaling (NMDS)* en anglais) pour attester la similarité spécifique intra grappe de forêts. Cette analyse a été réalisée avec le logiciel R (R Core development Team, 2013).

Les caractéristiques dendrométriques à savoir la densité (N), la richesse spécifique (S), et la surface terrière (Gi) des arbres ont été calculées au niveau des forêts sacrées et aux niveaux des forêts classées par grappe. La densité des arbres a été calculée à partir de la relation (Eq 6.1) :

$$N = \frac{n}{s} \qquad \text{(Eq 6.1)}$$

n = nombre d'arbres inventoriés au niveau de la placette ; s= superficie de la placette s=1000 m².

La richesse spécifique (S) représente le nombre d'espèce inventorié. Elle a été calculée par catégorie forêt. La surface terrière en m²/ha a été déterminée par la relation (2) :

$$Gi = \sum gi \text{ avec } gi = \frac{\pi}{4} x di^2 \qquad \text{(Eq 6.2)}$$

gi représente la surface terrière de l'arbre i et d_i son diamètre (gi est en m²/ha et di en m).

Le corrélogramme I de Moran de la richesse spécifique a été établi pour mesurer la similarité spécifique en fonction de la distance entre un couple de forêts. Le corrélogramme constitue la représentation la plus commune en écologie (Dormann *et al.* 2007). Pour établir les corrélogrammes de la richesse spécifique, les coefficients I de Moran ont été calculés pour chaque couple de forêts échantillonnées. Le corrélogramme est calculé par la formule suivante :

(Eq 6.3)

$$I_{Moran} = \frac{n}{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} wi_j} = \frac{\sum_{i=1}^{n}\sum_{j=1}^{n} w_{ij}(x_i - \bar{x})(x_j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^2}$$

n = nombre de points ou de lieux géographiques.

W_{ij} = pondération représentant l'effet de la zone j sur la zone i

$\sum\sum$ = sommes pour toutes les paires de zones ij

Xi = valeur de l'attribut pour le lieu i

Xj = valeur de l'attribut pour le lieu j

La statistique de Moran est une statistique d'auto-variance spatiale dont les valeurs attendues pour les grands échantillons varient entre -1,00 et +1,00 ; l'absence d'autocorrélation tend vers zéro. Dans certains cas, la valeur de I peut excéder 1. Le coefficient I de Moran est sensible aux valeurs extrêmes. Lorsque l'autocorrélation spatiale est positive (I > 0) ou négative (I < 0), on parle de la dépendance entre les lieux, tandis qu'une valeur de I = 0 traduit une indépendance des lieux (Goodchild, l986). Dans l'hypothèse d'une répartition spatiale complètement aléatoire, l'espérance de la statistique de Moran est E(l) = -(n-1)-1 et non 0 comme dans le cas du coefficient de corrélation de Pearson. Le corrélogramme de la richesse spécifique a été établi avec le logiciel Geostatistics for the Environmental Science (GS+).

Une analyse d'espèce indicatrice (Indicator species analysis) a été réalisée pour identifier les espèces indicatrices des forêts sacrées et classées par grappe suivant la procédure de Dufrêne et Legendre, (1997).

Une analyse de la variance (ANOVA) à deux critères (catégories de forêts et grappes de forêts) a été réalisée sur chacun des paramètres dendrométriques pour tester d'éventuelles différences significatives entre grappes et entre catégories de forêts. Les conditions d'application de ce test, notamment la normalité et l'homogénéité de la variance, ont été préalablement vérifiées. Ces différentes analyses ont été réalisées avec le logiciel Minitab 16. Les structures en diamètre et en hauteur des arbres ont été établies et ajustées au modèle de Weibull, par catégories de forêts par grappe. Pour établir la structure en diamètre à 1,30m du sol par catégorie de forêts par grappe, les arbres par catégorie de forêts ont été regroupés en classes de diamètre de 10 cm d'amplitude et des histogrammes ont été construits en portant en abscisse les centres de classes. En ce qui concerne la structure en hauteur, l'amplitude commune des classes considérée est de 2 m. Les distributions établies ont été ajustées à la distribution de Weibull, caractérisée par une grande souplesse d'emploi (Johnson et Kotz, 1970). Sa fonction de densité de probabilité est : (Eq 6.4)

$$f(x) = \frac{c}{b}\left(\frac{x-a}{b}\right)^{c-1} \exp\left[-\left(\frac{x-a}{b}\right)^{c}\right]$$

a = paramètre de position ; pour le diamètre à 1,30m du sol, a = 10 cm ; pour la hauteur a= 3m; b = paramètre d'échelle ; c = paramètre de forme lié à la structure observée.

Les types de peuplement de chaque catégorie de forêts ont été ensuite déterminés en se basant sur les valeurs du paramètre de forme (c) telles que décrites par Glèlè Kakaï *et al.* (2016) pour les formations naturelles.

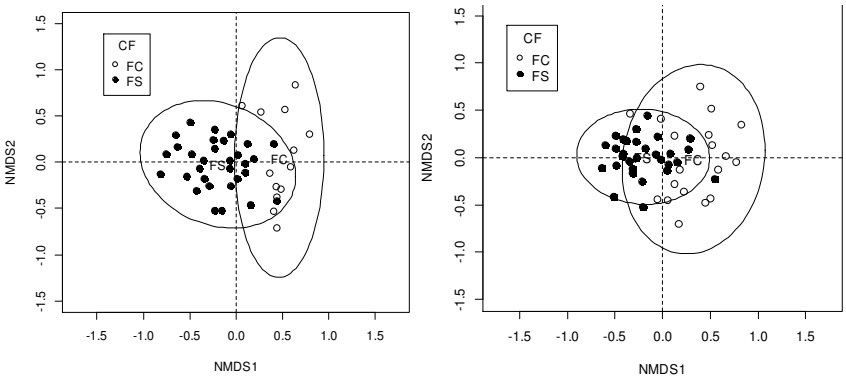
6.3 Résultats

6.3.1 Similarité spécifique entre les forêts sacrées et classées par grappe.

Les résultats de l'inventaire floristique ont montré que la grappe de Pobè est plus riche spécifiquement que celle de Kétou. Au total, 118 espèces ligneuses ont été recensées au niveau de la grappe de Pobè. Parmi ces espèces, 15 sont communes aux deux catégories de forêts (forêt sacrée et forêt classée), 95 sont retrouvées uniquement dans les forêts sacrées tandis que 8 seulement sont relevées uniquement dans les forêts classées. Au niveau de la grappe de forêts de Kétou, 112 espèces sont recensées dont 40 espèces communes aux deux catégories de forêts, 60 espèces uniquement dans les forêts sacrées et que 12 espèces seulement dans les forêts classées.

Les positionnements multidimensionnels des relevées des forêts sacrées et classées des grappes de Pobè et de Kétou sont représentés par la figure 6.3a. En ce qui concerne la grappe de Pobè, le positionnement des relevés dans le système d'axe à deux dimensions est fait à partir de 20 étapes aléatoires et la valeur minimum du stress de 0,19 (r^2 = 0,961) est obtenue à l'étape 5, caractérisant une solution rapide de l'ordination. L'écart entre les stress (0,19 et 0,21) est faible, indiquant une bonne précision des résultats. A l'issue des 20 étapes aléatoires, on remarque une faible similarité spécifique entre les deux catégories de forêts (figure 3a) au sein de cette grappe. Le positionnement des relevés des deux catégories de forêts de la grappe de Kétou dans le système

d'axe à deux dimensions est fait à partir de 20 étapes aléatoires et la valeur minimum du stress de 0,177(r^2 = 0,963) caractérisant une bonne solution de l'ordination est obtenue à l'étape 15. L'écart entre les stress (0,177 et 0,192) est faible indiquant une bonne précision de l'analyse. A l'issue des 20 étapes aléatoires, on remarque une similarité spécifique moyenne entre les deux catégories de forêts (figure 6.3b) au sein de cette grappe.



a) b)

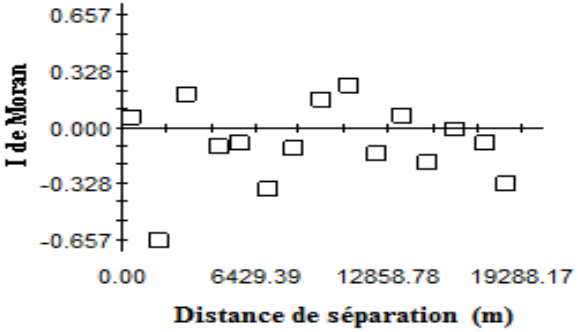
Figure 6. 3. Positionnement multidimensionnel des relevés des forêts sacrées et classées des grappes de Pobè a) et de Kétou b).

Légende : NMDS (Non-métric Multi-Dimensionnal Scaling) : Positionnement multidimensionnel non-métrique.

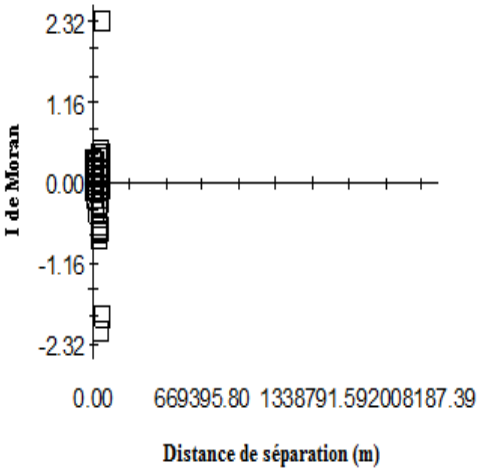
6.3.2 Similarité spécifique des forêts sacrées et classées par grappe en fonction de la distance.

Les résultats de l'examen de l'auto-variance spatiale (statistique I de Moran) de la richesse spécifique des forêts par grappe sont illustrés par la figure 6.4. L'analyse du corrélogramme spatial de la richesse spécifique des forêts de la grappe de Pobè présente des valeurs positives et négatives de I en fonction de la distance (Figure 6.4a). Cette structure du corrélogramme traduit une dépendance spatiale spécifique entre les forêts sacrées et la forêt classée de la grappe de Pobè dans une portée de 19,3 km (Figure 6.4a). Concernant la grappe de Kétou le corrélogramme spatial de la richesse spécifique (figure 6.4b)

montre une absence totale d'autocorrélation (I=0) traduisant qu'à l'échelle d'observation employée la similarité spécifique entre les deux catégories de forêts est indépendant de la distance.



a)



b)

Figure 6. 4. Corrélogramme de Moran des relevées des forêts sacrées et classées des grappes de Pobè a) et de Kétou b)

6.3.3 L'influence de la fragmentation sur les espèces des forêts sacrées et classées par grappe.

L'analyse d'espèces ou combinaison d'espèces indicatrices par catégorie de forêts par grappe (Tableau 6.1) montre que les espèces *Albizia zygia* , *Holarrhena floribunda*, *Spondia mombin*, *Treculia africana*, *Albizia zygia,* sont des espèces et combinaison d'espèces indicatrices des forêts sacrées de la grappe de Pobè. En effet, celles-ci présentent une bonne occurrence dans des placettes de cette catégorie de forêt (A = 1,00), tandis que *Triplochiton scleroxylon* + *Trichilia megalantha*, *Cola gigantea, Cola milleneii*, *Ceiba pentandra* + *Cola gigantea*, *Cola gigantea* + *Triplochiton scleroxylon,* sont les espèces indicatrices de la forêt classée de Itchèdè-Toffo puisqu'elles présentent une bonne occurrence dans des placettes de cette catégorie de forêts (A = 1,00). Toutefois, ces espèces indicatrices ne présentent pas une bonne occurrence dans l'ensemble des placettes de la grappe (B=0,21).

Au niveau de la grappe de Kétou, les espèces et combinaison d'espèces *Antiaris toxicaria*, *Albizia zygia* + *Antiaris toxicaria*, *Albizia zygia*, *Celtis zenkeri*, *Triplochiton scleroxylon,* sont indicatrices des forêts sacrées de cette grappe, tandis que seulement deux espèces, à savoir *Cynometra megalophylla* et *Diospyros mespiliformis,* sont indicatrices de la forêt classée de Dogo-kétou, qui présentent une bonne occurrence dans des placettes de cette catégorie de forêt (A proche de 1,00), mais ne présentent pas une bonne occurrence dans l'ensemble des placettes de cette catégorie de forêt (B=0,26).

Tableau 6. 1. Espèces indicatrices des forêts classées et sacrées par grappe.

Grappe	Type de forêts	Espèces ou Combinaison d'espèces	A	B	Val Ind	Probabilité
Pobè	Forêts sacrées	*Albizia zygia*	1,00	0,70	0,83	0,001
		Holarrhena floribunda	1,00	0,56	0,75	0,004
		Spondia monbin	1,00	0,50	0,70	0,004
		Treculiaa fricana	1,00	0,43	0,65	0,008
		Albiziazygia+Holarrhenafloribunda	1,00	0,43	0,65	0,011
	Forêts classées	*Triplochitonscleroxylon+Trichiliamegalantha*	0,89	0,28	0,51	0,030
		Cola gigantea	1,00	0,21	0,46	0,030

		Cola milleneii	1,00	0,21	0,46	0,030
		Ceibapentandra+Colagigantea	1,00	0,21	0,46	0,030
		Cola gigantea+triplochitonscleroxylon	1,00	0,21	0,46	0,030
Kétou	Forêts sacrées	*Antiaris toxicaria*	0,95	0,80	0,87	0,001
		Albiziazygia+ Antiaristoxicaria	1,00	0,70	0,83	0,001
		Albizia zygia	0,89	0,76	0,82	0,001
		Celtis zenkeri	1,00	0,46	0,68	0,001
		Triplochiton scleroxylon	1,00	0,43	0,65	0,004
	Forêts classées	*Cynometra megalophylla*	0,94	0,26	0,49	0,021
		Diospyros mespiliformis	0,93	0,26	0,49	0,014

A= Spécificité, il est la probabilité que le site étudié appartient au groupe de site cible compte tenu que l'espèce a été retrouvé. B= Fidélité, est la probabilité de retrouver l'espèce dans les placettes appartenant au groupe. Val Ind : Valeur Indicatrice.

6.3.4 Variation des paramètres écologiques et dendrométriques entre forêts et entre grappe

L'analyse de la variance à deux facteurs (grappes et catégorie de forêts) réalisée afin de comparer les caractéristiques dendrométriques des arbres entre grappes et catégories de forêts révèlent une différence très hautement significative de la densité des arbres (N) entre les différentes sources de variation (Tableau 6.2). Le diamètre (dg) et la surface terrière (Gi) des arbres varient uniquement entre catégorie de forêts.

Tableau 6. 2. Analyse de la variance des paramètres dendrométriques des arbres

Source de variation	Densité (N, arbres/ha)		Diamètre (Dg, cm)		Surface terrière (G, m²/ha)	
	Valeur de F	Prob	Valeur de F	Prob	Valeur de F	Prob
Grappes (G)	26,03	0,000	2,53	0,080	0,41	0,660
Catégorie de forêts (CF)	239,99	0,000	51,26	0,000	21,57	0,000
G × CF	18,79	0,000	1,13	0,320	0,09	0,910

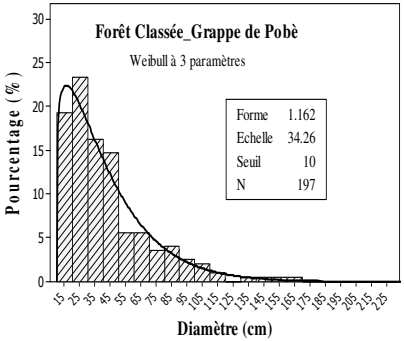
La comparaison des caractéristiques dendrométriques étudiées par grappe entre catégorie de forêts, révèle une variation très significative de la densité (N) et du diamètre (dg) entre les catégories de forêts (P<0,01), comme l'indique le tableau 6.3. La surface terrière des arbres (Gi) varie aussi entre catégorie de forêts au niveau des grappes de Kétou et de Pobè. Les paramètres étudiés par grappe, sont en moyenne plus élevés au niveau des forêts sacrées (Tableau 6.3). Ces résultats montrent que les ligneux sont plus protégés et conservés dans les forêts sacrées par grappe que dans les forêts classées.

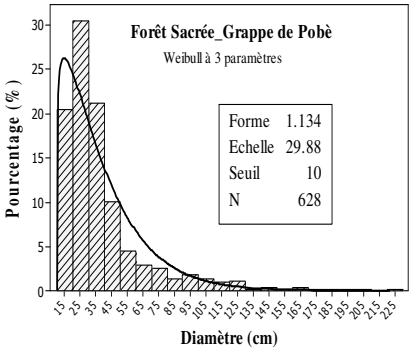
Tableau 6.3. Caractéristiques dendrométriques des arbres entre catégorie de forêt

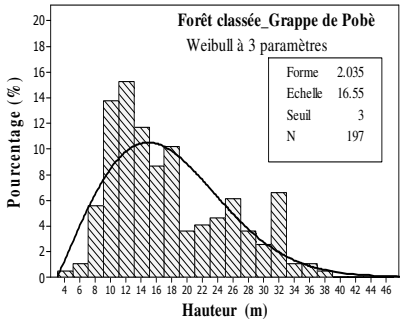
Catégorie de forêts	Grappe de Kétou					
	Densité (N, arbres/ha)		Diamètre (Dg, cm)		Surface terrière (G, m²/ha)	
	Moy	S E	Moy	SE	Moy	S E
Forêt classée	12,80	8,60	0,26	0,12	0,98	7,92
Forêt sacrée	212,50	7,02	1,33	0,09	34,79	6,46
Prob	0,000	-	0,000	-	0,000	-
	Grappe de Pobè					
Forêt classée	117,29	10,28	0,69	0.14	4,73	9,46
Forêt sacrée	224,36	6,91	1,40	0,09	44,57	6,36
Prob	0,000	-	0,002	-	0,011	-

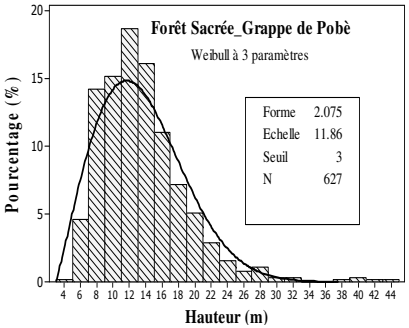
6.3.5 Variation structurale en forêts classée et sacrée par grappe

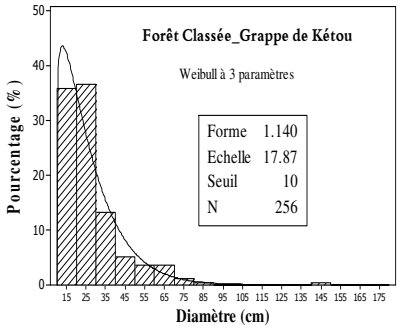
L'analyse des différentes structures établies pour le diamètre des arbres des forêts sacrées et classées de chaque grappe (Figure 6.5) révèle globalement des structures en "J renversée", caractéristiques des formations naturelles multi spécifiques écologiquement stables avec une
forte densité de régénérations qui décroit des premiers stades de développement et aux stades de développement suivants. En ce qui concerne les structures en hauteur, une allure en cloche est globalement observée avec une abondance des individus ayant une hauteur comprise entre 10 et 20 m.

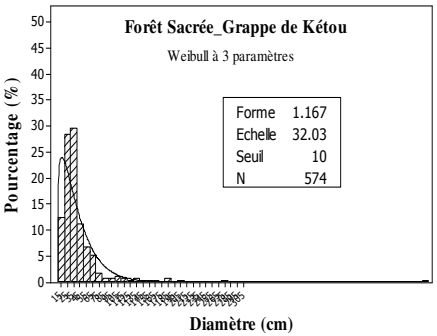

Forêt Classée_Grappe de Pobè
Weibull à 3 paramètres
Forme 1.162
Echelle 34.26
Seuil 10
N 197
Pourcentage (%)
Diamètre (cm)


Forêt Sacrée_Grappe de Pobè
Weibull à 3 paramètres
Forme 1.134
Echelle 29.88
Seuil 10
N 628
Pourcentage (%)
Diamètre (cm)


Forêt classée_Grappe de Pobè
Weibull à 3 paramètres
Forme 2.035
Echelle 16.55
Seuil 3
N 197
Pourcentage (%)
Hauteur (m)


Forêt Sacrée_Grappe de Pobè
Weibull à 3 paramètres
Forme 2.075
Echelle 11.86
Seuil 3
N 627
Pourcentage (%)
Hauteur (m)


Forêt Classée_Grappe de Kétou
Weibull à 3 paramètres
Forme 1.140
Echelle 17.87
Seuil 10
N 256
Pourcentage (%)
Diamètre (cm)


Forêt Sacrée_Grappe de Kétou
Weibull à 3 paramètres
Forme 1.167
Echelle 32.03
Seuil 10
N 574
Pourcentage (%)
Diamètre (cm)

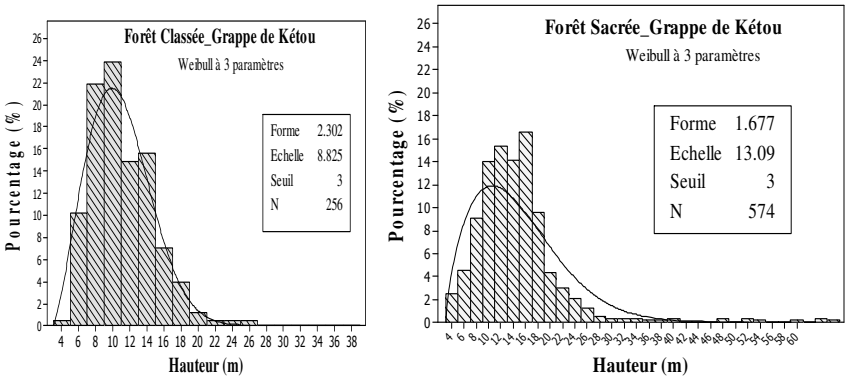


Figure 6. 5. Structure en diamètre et en hauteur des arbres des forêts classées et sacrées par grappe

6.4 Discussion

6.4.1 Fragmentation et connectivité des forêts classées et sacrées

Cette étude révèle à travers les résultats que les forêts sacrées abritent encore des espèces primaires de forêts denses décidues, caractéristiques d'un bloc forestier ancien. Selon Bergès *et al.* (2010), la connectivité spatiale ou structurelle qualifie simplement le degré de lien physique entre éléments d'un paysage n'engageant aucune notion génétique.

L'étude de la similarité spécifique entre les forêts sacrées et les forêts classées a révélé une faible ou moyenne similarité spécifique, confirmant ainsi l'existence d'une connectivité spécifique entre les deux catégories de forêts (Godwin, 2003). Les espèces communes aux deux catégories de forêts par grappe sont en faible proportion tandis que les espèces spécifiques sont en proportions plus élevées dans les forêts sacrées par grappe. Les forêts sacrées présentent aussi une flore plus riche en espèces ligneuses que celles des forêts classées. Les résultats de l'analyse de la variance des paramètres dendrometriques à deux facteurs (grappes et catégorie de forêts) prouvent que les forêts sacrées sont plus riches en espèces ligneuses parce qu'elles sont certainement mieux conservées et donc moins perturbées (influence des facteurs environementaux et anthropiques). Ces résultats corroborent ceux obtenus par Sinasson (2010) dans

les forêts denses semi-décidues de Bonou et d'Itchèdè-Toffo (Sud-Est du Bénin). Plusieurs études (Molino et Sabatier, 2001 ; Bakayoko, 2005 ; Martin, 2008 ; Adou-Yao, 2011) ont montré que les perturbations, lorsqu'elles ne sont pas très importantes ni très fréquentes, contribuent à maintenir une grande diversité dans les fragments (ici forêts sacrées). La régression ou la raréfaction des espèces emblématiques des forêts sacrées peut s'expliquer par le prélèvement sélectif de ces espèces et les changements intervenus dans la composition floristique des fragments forestiers, avec en particulier, la prolifération des espèces secondaires en relation avec la durée d'isolation et la surface des fragments comme l'ont souligné plusieurs auteurs (White, 1999 ; Laurance *et al*., 2006 ; Michalski *et al*., 2007). Toutefois, la variation du nombre d'espèces ligneuses entre les catégories de forêts de la grappe de Pobè et celles de Kétou peut s'expliquer par une structuration de la végétation en fonction du gradient latitudinale. Selon Adomou (2005), les facteurs déterminant le patron biogéographique observé sont d'ordre écologique (climat, sol et relief) et historique (les fluctuations climatiques du quaternaire). Les richesses spécifiques des forêts sacrées décroissent du sud (district phytogéographique de Pobè) vers le nord (district phytogéographique du Plateau).

Le corrélogramme spatial de la richesse spécifique des forêts sacrées et de la forêt classée de la grappe de Pobè traduit une dépendance spatiale spécifique tandis celle de la grappe de Kétou traduit une indépendance spatiale. La lecture de ces résultats révèle que la similarité spécifique entre les forêts sacrées et la forêt classée varie suivant la grappe et l'état de conservation des catégories de forêts. Dans la grappe de Pobé, la connectivité spécifique entre les deux catégories de forêts est établie sur une distance de 19,3km, traduisant ainsi que les forêts sacrées dans ce rayon de distance ont des espèces ligneuses d'affiliation au bloc forestier ancien que représente la forêt classée d'Itchèdè-Toffo. L'hypothèse que les forêts sacrées sont issues du bloc forestier ancien se confirme davantage. Dans la grappe de Kétou, l'indépendance spatiale de la richesse spécifique des deux catégories de forêts est certainement liée à l'état de dégradation dans lequel se trouve la forêt classée. En effet, la forte

anthropisation de la forêt classée de Dogo-Kétou a impacté la richesse spécifique, la distribution spatiale et l'abondance des espèces primaires caractéristique du bloc forestier ancien. A la suite ceux obtenus par plusieurs auteurs (Findlay et Houlahan, 1997 ; Goodwin et Fahrig, 2002), ces résultats reconnaissent que la dégradation et l'isolement significatifs des entités du paysage influencent leur connectivité spécifique. Quand l'isolement spatial est croissant entre les fragments (forêts sacrées), la stabilité des populations est impactée et provoque une diminution de la variabilité génétique au sein de la population (Schmidt *et al*., 2009), confirmant ainsi les conséquences de base de la théorie biogéographique des îles (Wilson et MacArthur, 1967).

6.4.2 Influence de la fragmentation sur les espèces ligneuses

Dans la majorité des forêts sacrées de la grappe de Pobè, les espèces *Albizia zygia*, *Holarrhena floribunda, Spondia mombin, Treculia africana* et le couple d'espèces *Albizia zygia* + *Holarrhena floribunda* sont les espèces indicatrices. Ces espèces ligneuses sont typiques des formations forestières secondaires et sont pour la plupart, révélatrices de perturbations anthropiques. En réalité, les perturbations anthropiques à faible intensité (exploitation sélective de ligneux primaires, agriculture itinérante sur brûlis et condition de milieu défavorable) modifient la composition floristique et la structure des forêts. Ces résultats confirment ceux obtenus par Turcati (2011) dans le cadre de ses travaux sur l'effet des perturbations sur les communautés végétales. Une dynamique forestière naturelle se réinstalle après l'abandon temporaire des zones perturbées avec des espèces ligneuses pionnières à croissance rapide ou meilleures colonisatrices (Connell, 1978; Huston, 1979; Wilson, 1994; Grime, 1998, Sheil et Burslem, 2003). L'émergence des espèces secondaires dans les ilots de forêt dense est également l'œuvre de l'isolement provoquée par les facteurs anthropiques et donc, de la fragmentation (Laurance *et al*., 2002).

Cette étude a montré que les espèces et couples d'espèces *Triplochiton scleroxylon* + *Trichilia megalantha, Cola gigantea, Cola milleneii, Ceiba pentandra* + *cola gigantea, Cola gigantea* + *triplochiton scleroxylon* sont indicatrices de la forêt classée de Itchèdè-Pobè. Des observations pertinentes

sur ces espèces sont à chercher dans les travaux de référence (Guillaumet et Adjanonhoun, 1971, Devineau, 1976, Sokpon 1995) qui affirment que ces espèces sont caractéristiques des formations de forêt dense humide semi-décidue. Le maintien de ces espèces dans la forêt classée confirme le niveau de conservation et de protection de ce massif forestier classé et la faiblesse des perturbations anthropiques subies. Dans le cas de la grappe de Kétou, la situation est inverse. Les espèces et couples d'espèces à fréquence de présence élevée dans les forêts sacrées sont *Antiaris toxicaria, Albizia zygia* + *Antiaris toxicaria, Albizia zygia, Celtis zenkeri, Triplochiton scleroxylon.* Ces espèces sont indicatrices des forêts denses semi-décidues. Au niveau de la forêt classée de Dogo-Kétou, les deux espèces à savoir *Cynometra megalophylla et Diospyros mespiliformis* sont actuellement indicatrices. *Cynometra megalophylla* est une espèce reliques de forêt galerie et *Diospyros mespiliformis* est une espèce de transition des formations forestières sensibles à la sécheresse. Ces résultats confirment ceux obtenus par Houndagba *et al* (2004) et Hounkpevi (2011), dans la même forêt classée. Ces résultats expliquent l'état de déforestation avancée dans lequel se trouve la forêt classée. Celle-ci est entièrement envahie par des zones de cultures occasionnant la perte d'habitat et la fragmentation et réduisant le massif de forêt dense aux ilots, aux portions de galerie le long des cours d'eau et aux savanes et jachères. Ces perturbations ont impacté la richesse spécifique, la structure et l'abondance des espèces.

6.4.3 Effet de la fragmentation sur la structure diamétrique et en hauteur des ligneux

A l'échelle de chaque grappe de forêts, l'ajustement de Weibull aux structures en diamètre des arbres de la forêt classée et des forêts sacrées présentent une structure en « J renversé », caractérisée par un plus grand nombre de petits arbres que de grands arbres. Les valeurs des coefficients de formes situées entre 1 et 3,6, confirment la distribution asymétrique négative ou asymétrique gauche, caractéristique des peuplements multispécifiques, avec prédominance d'individus jeunes ou de petits diamètres et la faible valeur du diamètre moyen. Selon Whitmore (1990), les densités élevées des ligneux de faible diamètre

assurent l'avenir de la formation naturelle tandis que les faibles densités des gros arbres résultent de la sélection naturelle ou anthropique. Une telle distribution est typique des populations stables, susceptibles de se renouveler par la régénération naturelle (Matin, 2010). Cependant, Sambou (2004) ayant fait le même constat dans les forêts classées au Sénégal, a conclu qu'une analyse globale de la structure de la végétation cache un processus de dégradation qui affecte les populations de certaines espèces à fort potentiel socioéconomique. La structure diamétrique des espèces de valeur aurait pu mieux renseigner sur les éventuels problèmes de ces peuplements. En s'intéressant à la structure en hauteur, on remarque dans les deux grappes de forêts qu'elle est caractérisée par une distribution en cloche et par un effectif plus important des individus de classes de hauteur intermédiaires. Cette forme structurale peut s'expliquer par (1) la croissance différentielle de certains pieds d'arbres liée à la concurrence dans les groupes du fait des mauvaises conditions du milieu pour la régénération (Geldenhuys, 2010), (2) une irrégularité de la succession des vagues de régénération (Geldenhuys, 2010), (3) une interruption temporaire de la régénération (conditions du milieu devenant défavorables) du fait d'une récolte excessive, de dommages directs aux semis ou de l'absence d'agents de pollinisation ou de dissémination (Peters, 1994). De telles distributions ont été observées par Sokpon et Biaou (2002) dans la forêt classée de Bassila, Sinsin *et al.,* (2004) et dans les différentes zones climatiques du Bénin.

6.5 Conclusion

L'étude conduite dans deux grappes de forêts (Kétou et Pobè) a contribué à une meilleure connaissance du modèle d'étude et d'appréciation de la fragmentation d'un massif forestier ancien, à partir de la composition floristique et de la structure des peuplements ligneux de différentes catégories de forêts. Elle a permis à l'aide d'une méthode simple, peu complexe, robuste et reproductible, d'apprécier le processus de la fragmentation des massifs forestiers dans la zone de transition forestière guinéo congolaise du Sud Bénin. L'étude a également permis de vérifier la connectivité spécifique entre les deux catégories de forêts

en condition de faibles perturbations. L'hypothèse que les forêts sacrées de la zone d'étude peuvent être issues d'un ancien bloc forestier est vérifiée. Le positionnement multidimensionnel est un outil d'analyse pertinent mais limité dans la démonstration de la similarité spécifique entre deux catégories de forêts. Pour une analyse de similarité plus raffinée intégrant la dimension spatiale, le corrélogramme de Moran a été préféré au semi-variogramme (autre modèle de vérification d'autocorrélation spatiale) et a montré une similarité spécifique entre forêts sacrées et forêt classée, dans une portée de 19,3km dans la grappe de Pobè. Ce résultat vérifie l'hypothèse de base en attestant que le massif forestier ancien de la zone a subi un processus de fragmentation, déterminé par les actions anthropiques. Les structures en diamètre et en hauteur des deux catégories de forêts par grappe, révèlent un avenir incertain de la population des deux catégories de forêts. En effet, ces forêts courent le risque à un moment donné de leur existence, d'avoir le nombre d'individus à faible diamètre, inférieur à celui des individus de grand diamètre, ce qui pourrait mener à l'extinction des espèces en cause, notamment les espèces non héliophiles. Cependant, la structure diamétrique des espèces emblématiques (espèces de valeur) pourrait mieux renseigner sur les éventuels problèmes des peuplements forestiers sacrés.

CHAPITRE SEPTIEME :
INFLUENCE DE LA FRAGMENTATION SUR LA DYNAMIQUE DES ESPECES LIGNEUSES EMBLEMATIQUES

CHAPITRE SEPTIEME : INFLUENCE DE LA FRAGMENTATION SUR LA DYNAMIQUE DES ESPECES LIGNEUSES EMBLEMATIQUES

7.1 Introduction

Les forêts tropicales africaines appartiennent au centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais (Koffi, 2010). De par leur position dans le Dahomey Gap, les écosystèmes forestiers du sud Bénin sont structurés en ilots de forêts de taille réduite, avec la disparition ou la rareté de certaines espèces ligneuses (Alohou *et al*., 2016). Plusieurs auteurs ont affirmé que la fragmentation du couvert forestier est la principale variable à considérer quand l'on s'intéresse à la sauvegarde des espèces qui dépendent de cette forme d'habitat (Williams, 2000 ; Bamba *et al.,* 2010). La fragmentation du couvert forestier entraîne la réduction de la superficie des forêts et par conséquent, la réduction de la richesse spécifique des ilots forestiers en résultant (Bruna *et al.,* 2008) et la diminution de la taille des populations d'espèces, de même qu'elle accentue l'effet d'une dérive génétique (Ouinsavi et Sokpon, 2011). La dérive génétique, lorsqu'elle est intense, se traduit par une perte de diversité génétique, une baisse de l'efficacité de la sélection, une baisse du potentiel évolutif et de la fitness moyenne des espèces (Hogg *et al*., 2006), le développement des caractères de consanguinité spécifique (Caughley et Gunn, 1996 ; Courquin, 2012) et l'extinction des espèces des ilots forestiers fragmentés (Tabarelli *et al*., 2004).

Cependant la notion de consanguinité et d'extinction des populations ligneuses a fait l'objet de controverses. Gilpin et Soulé (1986), dans le cas des populations en déclin, ont défini pour la première fois, le concept de vortex d'extinction. Ce concept implique qu'une population dont l'effectif est passé sous un certain seuil ne peut que se diriger vers l'extinction. En effet, la petite taille de la population induit une augmentation de la consanguinité et une diminution de la diversité génétique, ces deux facteurs diminuant les capacités de survie, de reproduction et d'adaptabilité des individus. Ainsi, la taille de la population diminue et rend celle-ci plus sensible à la variabilité démographique et environnementale. Le cycle continu alors jusqu'à l'extinction complète de la population (Restoux, 2009).

Lande (1988) pour sa part, remet en question l'importance des facteurs génétiques dans l'extinction d'une population ligneuse. Il avance l'idée que l'influence de la diversité génétique ou même l'augmentation de la consanguinité et les conséquences qu'on lui connaît, ne peuvent agir sur les échelles de temps aussi courtes que celles de l'extinction des populations menacées. Il émet donc l'hypothèse que seuls les paramètres démographiques sont d'intérêt pour la survie de ces populations, puisqu'ils agissent à des échelles de temps compatibles avec le phénomène d'extinction.

Cette affirmation a été récemment remise en cause par d'autres auteurs qui soulignent que la dépression de consanguinité semble nettement augmenter les probabilités d'extinction des populations (Brook *et al*., 2002 ; Reed *et al*., 2003). Il est donc nécessaire d'intégrer les facteurs génétiques et démographiques dans une approche commune, en considérant toutes les interactions possibles entre les différents niveaux d'action, dans un cadre théorique bien défini (Coulson *et al.,* 2006). Selon Sounigo *et al.,*(1997) et Zhang (2002), la description est nécessaire pour l'ensemble des activités d'amélioration génétique et de sélection variétale des plantes, car elle permet (1) de cibler les descripteurs morphologiques intéressants et (2) de connaître ceux qui sont liés aux facteurs environnementaux.

Dans ce cadre, les ilots de forêts sacrées, constituent des sites appropriés pour étudier l'influence de la fragmentation et apprécier les probables risques d'érosion spécifique. La présente étude vise à (1) apprécier la variabilité des traits descriptifs de la morphologie des espèces emblématiques, et (2) analyser les caractères de ressemblances phénotypiques des espèces emblématiques ainsi que leurs structures diamétrique et spatiale, afin d'apprécier leur capacité de régénération. L'étude a testé l'hypothèse que la fragmentation des forêts en des ilots sacrés favorise l'érosion de la diversité spécifique et la raréfaction des espèces emblématiques.

7.2 Matériel et méthodes

7.2.1 Milieu d'étude

La présente étude s'est déroulée dans les forêts sacrées à dominance d'une espèce emblématique, choisie dans les trois grappes (Kétou, Pobè et Sakété), zone située entre 1°45' et 2°45' E, et 6°30' et 7°30' N (Figure 7.1).

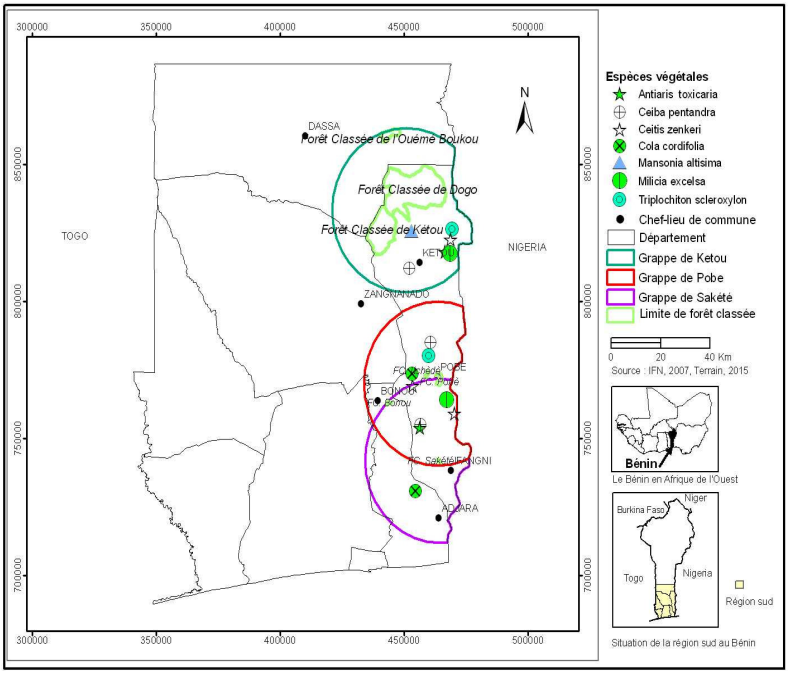


Figure 7. 1. Présentation de la zone d'étude.

La zone d'étude à un climat de type subéquatorial avec deux saisons pluvieuses (mars–juillet et septembre-novembre) et deux saisons sèches alternées (août-septembre et novembre-mars). La température moyenne est de l'ordre de 27 ºC, l'insolation avoisine 1800 H/an, alors que l'humidité relative varie d'un minimum de 78% en janvier/février à un maximum de 95% en septembre (ASECNA, 2010). Les sols sont en général ferralitiques, argilo-sableux, fortement dégradés mais faciles à travailler, profonds avec une faible capacité

de rétention et une nappe phréatique profonde. Les sols ferralitiques sont propices à la culture du palmier à huile, du manioc, du maïs et des agrumes. Les sols de types ferrugineux tropicaux, sont des terres de barre et sols très argileux et humifères, fertiles, mais souvent très difficiles à travailler. Les vertisols sont une formation pédologique apte à la culture du maïs dont la région détient le record national de production, de même qu'aux cultures maraîchères et légumineuses. Les sols hydromorphes minéraux sont très riches en matière organique et minérale.

La zone d'étude est située dans le centre régional d'endémisme Guinéo-Congolais, composé majoritairement par les forêts denses semi-caducifoliées, les savanes, les mangroves, les marécages, les forêts côtières et les fourrées suivant le gradient Nord-Sud de pluviométrie (White 1979 ; Koffi, 2010). Elle s'étend sur quatre (04) districts phytogéographiques particuliers (Zou, Pobè, Plateau et Vallée de l'Ouémé) (Adomou, 2005).

7.2.2 Espèces emblématiques étudiées

Les espèces emblématiques, objet de la présente étude, sont retenues dans la liste des 20 espèces emblématiques identifiées comme rares ou en voie de disparition des forêts sacrées et citées par ordre de fréquence (Alohou *et al* . 2016). Il s'agit des six premières espèces de la liste et la 10ème espèce (*Mansonia altisima)* identifiée seulement dans la forêt sacrée d'Adakplamè. Ces espèces emblématiques présentent les caractéristiques qui sont :

- *Antiaris toxicaria* Lesch., connue sous le nom de faux-iroko (français), Gouhô (fon), Ooro Igbo (Nagot) appartient à la famille des Moraceae. C'est une essence des forêts denses semi-décidues et des forêts denses sèches (Dupuy, 1998), de taille variable entre 45 et 60 m de fût rectiligne avec un diamètre atteignant 180 cm. *A. toxicaria* a une écorce lisse légèrement fissurée de couleur blanc grisâtre. C'est une espèce édificatrice (Favrichon, 1991). *A. toxicaria* est un arbre rare dispersé dans la forêt primaire jusqu'à 1500 m d'altitude. Comme tous les représentants de sa famille, *A. toxicaria* est dioïque, c'est à dire que les inflorescences mâles et les femelles sont portées par des individus différents. L'importance de l'espèce provient des diverses

utilisations cultuelle (porteuse de divinités, génies), industrielles et artisanales (bois utilisé pour le placage, en ébénisterie, comme contreplaqué, fabrication des meubles). L'écorce est employée comme antalgique, vermifuge et pour traiter l'hépatite. Le fruit est comestible et les feuilles servent de fourrage. *A. toxicaria* est parfois plantée comme arbre d'alignement (Bosu *et al*., 2005).

- *Triplochiton scleroxylon* K. Schum connue sous le nom de Samba en français, Xwetin en Fon, Aréré ou Ogu en Yoruba, appartenant à la famille des Malvacea (APG3), est l'une des espèces arborescentes dominantes des forêts denses semi-décidues souvent grégaires, parfois présent en forêt sèche (Akoègninou, 1984 et Sokpon 1995). *Triplochiton scleroxylon* est un grand arbre caducifolié atteignant 50 m de hauteur avec un diamètre qui oscille entre 150 et 210 cm à contreforts. Le fût rectiligne, souvent anguleux et fortement cannelé, dépourvu de branches jusqu'à 30 m de hauteur. Les feuilles alternes, simples précocement caduques et laissant des cicatrices annulaires. Les fleurs bisexuées, régulières faisant de lui un arbre probablement monoïque. Il préfère des sols ferrugineux fertiles, bien drainés, de texture légère ou moyenne. Le bois est très clair, léger et peu durable. Il est utilisé comme l'arbre de la divinité Oro et employé dans d'autres pays pour la menuiserie intérieure, les moulures, les meubles courants et dans l'industrie du contreplaqué.
- *Ceiba pentandra* (L.) Gaertn, de la famille des Malvaceae, est la seule espèce du genre *Ceiba* retrouvée au Bénin (Tessi Yehouenou *et al*., 2012). C'est un grand arbre atteignant 50 m de haut et pouvant dépasser 2 m de diamètre avec un fût droit, cylindrique et à contreforts. L'écorce de quelques arbres est d'abord verte puis grise, lisse, portant des aiguillons coniques disparaissant avec l'âge. Avec des fleurs bisexuées, les fruits sont des capsules longues de 10 à 30 cm s'ouvrant à la base pour laisser s'échapper des agglomérats de poils soyeux blanc grisâtre (kapok), semblables à du coton et contenant de petites graines rondes brunes ou noires au cours de la prériode de décembre à mai. *Ceiba pentandra* est une espèce caducifoliée, pionnière, non grégaire, présente dans les forêts secondaires, plus rarement en forêts sempervirentes ou semi-décidues (Duvall, 2009). Le bois de cette espèce est utilisé pour fabriquer des pirogues monoxyles. Quelque fois porteur de divinités, cet arbre

a une place cultuelle importante dans les forêts sacrées et est souvent planté à proximité des tombes (arbre protecteur). Il est également utilisé en médecine traditionnelle (Tessi Yehouenou et al., 2012).

- *Milicia excelsa :* (Welw.) C.C.Berg**,** (*Chlorophora excelsa*), connu sous l'appellation commerciale de Iroko est de la famille des Moraceae. C'est une espèce de forêts denses décidues de taille variant entre 30–50 m et de 1.70–2m m de diamètre, généralement muni d'empattements épais, bas et arrondis à la base. Son tronc est marqué par une écorce rugueuse grise avec des feuilles ovales (jusqu'à 20 x 10 cm) à longs pétioles (de 1 à 5 cm). Les fleurs mâles sont blanches, les fleurs femelles sont verdâtres, elles sont groupées en épis. C'est une espèce caducifoliée, pionnière longévive, non grégaire des forêts décidues, semi-décidues ou sempervirente, primaire ou secondaire. On le trouve souvent dans des forêts galeries et des îlots de forêts sacrées (Kokou et Sokpon, 2006) ou à l'état isolé (Ouinsavi et Sokpon, 2005). Les graines de cette espèce dioïque (plante dont les organes reproducteurs mâles et femelles sont portés par des individus différents) sont principalement dispersées par les chauves-souris (zoochorie) en février-mars (Ouinsavi et Sokpon, 2010). Il est considéré comme un arbre sacré et le bois est fréquemment employé en menuiserie intérieure et extérieure, et en ébénisterie.
- *Celtis zenkeri* Engl.*,* de la famille des Ulmaceae (APG3) est un grand arbre atteignant 40 m de haut et 1,5 m de diamètre avec une base empattée. Son tronc gris est parcouru par de fines fissures verticales. Sa tranche est granuleuse, dure et cassante, et laisse apparaître des cernes ou des tâches noirâtres sur fond blanchâtre. Cette écorce est parfois mouillée par un liquide transparent. Les jeunes rameaux sont couverts d'une pubescence rougeâtre. Ses feuilles sont simples, alternes, à surface souvent bombée à l'état frais, dures et rugueuses au toucher. Elles ont une base inégale d'où partent deux nervures, en plus de la principale. Ses petits fruits sont ovales noirs violacés et charnus. Espèce caducifoliée, semi-héliophile, non grégaire, des forêts sempervirentes et semi-décidues. Les fruits de cette espèce monoïque sont dispersés par les animaux (zoochorie). Le bois de Celtis est peu durable et

utilisé en intérieur pour la menuiserie, les coffrages, etc. Il est également employé pour la fabrication de contreplaqué.

- *Cola cordifolia* (Cav.) R. Br., de la famille des Malvaceae, est un arbre sempervirent de 15-20 (-30) m de haut, à fût court et trapu, souvent cannelé et empatté à la base, à cime dense. C'est une espèce à la fois septentrionale et occidentale qui se retrouve dans les forêts denses semi décidues et forêts sèches. L'écorce est plus ou moins lisse et de couleur gris-brun, fissurée, se desquamant par petites écailles irrégulières et plus ou moins fibreuses, à tranche épaisse et fibreuse roux-rouge, rayée de blanc. Les feuilles sont assez grandes simples et alternes, cordées ou orbiculaires (3 à 5 lobes). La nervation des feuilles est saillante. Cette espèce ligneuse monoïque entre en fructification au cours des mois de mars à juin, avec une texture grossière des graines. *Cola cordifolia* fourni un bois léger, tendre et sensible aux attaques de champignons (Cuny *et al*., 1997) .
- *Mansonia Altissima :*(A. Chev.) A. Chev., de la famille des Malvaceae, communément appelé, bété est un arbre sempervirent de taille moyenne, atteignant 45 m de haut et de diamètre oscillant entre 100 et 150 cm. Le fût dépourvu de branches sur une hauteur jusqu'à 30 m, est généralement droit, cylindrique et parfois à contreforts étroits. L'écorce fissurée longitudinalement est brun clair. Les feuilles alternes, simples tombant vite. Les fleurs bisexuées, *M. altissima* est monoïque, caractéristique de la forêt dense semi-décidue. Dans la forêt sacrée d'Adakplamè, *Mansonia Altissima* était l'arbre qui autrefois, portait les divinités. Le bois est utilisé en menuiserie, pour l'ébénisterie, la fabrication de meubles le tournage, les placages décoratifs et pour la fabrication de porte et fenêtres.

7.2.3. Echantillonnage et collecte de données

Le choix de la forêt sacrée d'étude a été déterminé par une enquête exploratoire qui a confirmé la présence des espèces. Les forêts sacrées ont été choisies dans les trois grappes d'étude. Chaque grappe est constituée par une forêt classée entourée de 30 forêts sacrées. Les grappes de Sakété, de Kétou et de Pobé sont celles retenues pour cette étude. Par grappe, les forêts sacrées à dominance

d'une des espèces emblématiques retenues ont été choisies. Ainsi les espèces emblématiques ci-après ont été choisies : Milicia excelsa, Triplochyton scleroxylon, Ceiba pentandra, Antiaris toxicaria, Celtis zenkeri, Cola cordifolia et Mansonia altissima. Afin d'analyser la variabilité morphologique de chacune de ces espèces emblématiques entre individu et entre grappe, des données morphologiques et les traits physiques ont été collectés sur des pieds de chacune de ces espèces par forêt sacrée et par grappe. Les descripteurs morphologiques utilisés sont ceux proposés par Ouédraogo, (1995) ; Kouyaté, (2005) ; Ouinsavi (2011) et Gbèmavo, (2014). Le tableau 7.1 présente la liste des descripteurs morphologiques et des traits physiques retenus. La démarche de collecte de ces données sur ces espèces emblématiques monoïques ou dioïque consiste à identifier un pied d'arbre plus âgé autour duquel 30 pieds (dbh1,30 m ≥ 10 cm) de la même espèce qui y gravitent, sont systématiquement retenus. Lorsque cette condition n'est pas remplie, on s'en tient à l'effectif obtenu dans la forêt sacrée. Les coordonnées géographiques de chaque pied ont été enregistrées à l'aide d'un GPS (Global Positoning System).

Tableau 7. 1. Descripteurs morphologiques et traits physiques des espèces emblématiques retenus.

Niveau de description	Descripteurs morphologiques/Traits physique	Instrument
	Diamètre (dbh1,30m ≥ 10 cm)	Mètre tailleur
	Diamètre houppier (m)	Ruban de 50 m
Tronc et houppier	Hauteur fût (m)	Perche graduée
	Hauteur total (m)	Perche graduée
Feuilles	Longueur des feuilles (cm)	
	Diamètre des pétioles (cm)	
	Longueur des limbes (cm)	Règle graduée de 90 cm
	Largeur des limbes (cm)	

* : Mesuré par le biais de la circonférence au collet

Source : IBPGR, 1980; Ouédraogo, 1995 et Kouyaté, 2005; Gbèmavo et al 2015.

Au total, 3 à 18 individus (dbh1,3m ≥ 10 cm) par espèce pour la grappe de Kétou, 7 à 30 individus (dbh1,3m ≥ 10 cm) par espèce pour la grappe de Pobè et 4 à 11 individus (dbh1,3m≥ 10 cm) par espèce pour la grappe de Sakété, ont été retenus autour de l'individu le plus âgé du fait de l'abondance de chaque espèce.

Au niveau de chaque pied d'arbre, les données sont collectées sur le tronc avec la mesure du dbh1,3m ≥ 10 cm, la hauteur totale et la hauteur à première ramification mesurées à l'aide d'une perche graduée, le houpier mesuré par terre à l'aide d'un ruban métrique à partir d'une projection au sol de la couronne de l'arbre et 10 feuilles cueillies.

Ces feuilles ont été choisies au hasard sur les pieds adultes et les mesures telles que la longueur de la feuille, la largeur de la feuille, la longueur du pétiole, ont été prises. Au total, 270 pieds et 2700 feuilles d'espèces emblématiques ont fait l'objet de mensurations dans les trois grappes.

7.2.4 Traitement et analyse statistiques des données

A partir des mesures morphologiques effectuées sur les individus des espèces emblématiques, des paramètres additionnels, à savoir le rapport hauteur/diamètre (élancement de tige qui selon Becker *et al*., (2005), est considéré comme un facteur pouvant indiquer de fortes contraintes de croissance), le rapport longueur/largeur du limbe et la surface du limbe ont été calculés. Des analyses en composantes de la variance ont été effectuées sur les descripteurs recueillis (obtenus sur le terrain et par calcul), afin d'analyser la part de la variabilité globale liée (i) aux caractères morphologiques (troncs, houppiers, feuilles), (ii) aux individus et (iii) aux grappes, pour les caractéristiques morphologiques. Afin d'apprécier les différences entre le plus vieil individu et les autres individus de chaque espèce emblématique, par grappes, des tests *t* de Student à deux échantillons indépendants ont été effectués. Les conditions d'application de ces tests (normalité des populations pour les premiers et homogénéité des variances-populations en plus pour les deuxièmes) ont été respectées. Pour réaliser la cartographie des espèces, les données géographiques recueillies à partir du GPS ont été converties en

coordonnées X et Y, et utilisées pour produire la carte de chacune des espèces emblématiques. Par ailleurs, les structures en diamètre ont été établies pour chacune des espèces emblématiques, pour l'ensemble des grappes. En effet, l'étude du regroupement des arbres par catégories de grosseur constitue un bon instrument d'appréciation de la dynamique des populations des essences ligneuses (Cunningham, 2001). L'ensemble des individus de chacune des espèces emblématiques ont été répartis par classes de diamètre d'amplitude 50 cm. Ainsi, les fréquences d'arbres (en %) par classes de diamètre ont été déterminées. Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R version 3.2.4.

7.3. Résultats

7.3.1. Variabilité des traits descriptifs des espèces emblématiques

De l'analyse de la variabilité des descripteurs (Tableau 7.2), il ressort qu'en moyenne, quelle que soit l'espèce considérée, les paramètres des troncs et houppiers sont plus dispersés autour de leurs moyennes (17% < Cv < 138%) que les paramètres des feuilles (13% < Cv < 49%). Les paramètres des troncs et houppiers sont globalement deux fois plus dispersés autour de leurs moyennes que les paramètres des feuilles. Le diamètre (dbh1,30m ≥ 10 cm) (28% < Cv < 61%), le diamètre du houppier (28% < Cv < 74%) et le nombre de branches (31% < Cv < 138%) étaient les paramètres les plus dispersées alors que la surface du limbe (31% < Cv < 65%), le rapport longueur/largeur du limbe (20% < Cv ≤ 48%) et la largeur du limbe (19% < Cv < 38%) étaient les paramètres de feuilles les plus dispersées, quelle que soit l'espèce considérée. La variabilité de la morphologie des espèces emblématiques, basée sur l'analyse de variance des caractères végétatifs (tronc, houppier et feuille) est très dispersée pour tous les caractères étudiés (Tableaux 7.2 et 7.3).

Pour les descripteurs du tronc et du houppier, quelle que soit l'espèce considérée, les paramètres les plus dispersés autour de la moyenne (17% < Cv < 138%) sont notamment le diamètre (dbh1,30m ≥ 10 cm) (28% < Cv < 61%), le diamètre du houppier (28% < Cv < 74%) et le nombre de branches (31% < Cv < 138%) (Tableau 7.2). L'espèce *C. cordifolia* présente la plus grande variabilité

interne au niveau de ces paramètres, suivie de celles de *C. pentandra et T. scleroxylon.* La variabilité interne de ces paramètres est moins grande au niveau des espèces *C. zenkeri et M. excelsa,* suivie de *M. altissima.* Toutefois, *A. toxicara* est l'espèce qui présente une faible variabilité des paramètres.

Pour les descripteurs de feuilles, les paramètres les plus dispersés quelle que soit l'espèce considérée, sont la surface du limbe (31% < Cv < 65%), le rapport longueur/largeur du limbe (20% < Cv ≤ 48%) et la largeur du limbe (19% < Cv < 38%). En regardant de près chacune des espèces, les mêmes tendances observées précédemment au niveau des troncs et houppiers se confirment avec *C. cordifolia, T. scleroxylon et C. zenkeri* qui présentent les plus fortes variabilités, tandis que *A. toxicaria et M. altissima* sont les espèces qui présentent respectivement les plus faibles variabilités (Tableau 7.2).

L'analyse des résultats des analyses en composantes de la variance (Tableau 7.3) révèle quelle que soit l'espèce considérée, une variabilité des descripteurs des troncs et houppiers plus grande entre les individus (arbres) d'une même forêt qu'entre les grappes (70% des cas). En ce qui concerne les grappes, les plus grandes variabilités des descripteurs des troncs et houppiers observées concernent la hauteur totale et la hauteur à la première ramification pour *A. toxicaria* et *M. excelsa*, le dbh pour *C. cordifolia* et *T. scleroxylon*, le diamètre du houppier pour *C. cordifolia* et *M. excelsa,* et le nombre de branches et le rapport Dbh/Hauteur totale pour *C. cordifolia*.

Pour les descripteurs des feuilles, l'analyse des résultats des analyses en composantes de la variance (Tableau 7.4) révèle quelle que soit l'espèce considérée, une variabilité des descripteurs des feuilles plus faible entre les individus (arbres) d'une même forêt (37% des cas) par grappe, et plus élevée entre les grappes (63% des cas). En ce qui concerne *C. pentandra* et *M. altissima* identifiées seulement dans une seule forêt par grappe (Pobè et Kétou), les analyses en composantes de la variance révèlent une grande variabilité des descripteurs des feuilles entre les individus (70% des cas), notamment sur la longueur des feuilles, la longueur du limbe et la largeur du limbe (*M. altissima*).

Tableau 7. 2. Caractéristiques morphologiques des sept espèces emblématiques

Espèces	Caractéristiques des troncs et houppiers											
	Diamètre dbh1,30m ≥10 cm		Diamètre houppier (m)		Hauteur totale (m)		Dbh/Hauteur totale		hauteur1ère ramification (m)		Nombre branches	
	Moy	Cv (%)	Moy	Cv (%)	Moy	Cv (%)	Moy	Cv (%)	Moy	Cv (%)	Moy	Cv (%)
A. toxicaria	149,21	28,20	7,25	28,83	18,50	17,82	0,08	21,46	12,33	23,39	8,25	31,82
C. pentandra	257,46	52,82	15,26	49,35	21,76	35,35	0,11	36,23	13,67	40,26	11,58	34,39
C. zenkeri	180,72	45,42	9,26	30,84	18,52	26,12	0,09	29,64	8,75	40,12	9,34	39,86
C. cordifolia	178,00	60,87	11,45	73,32	21,85	32,68	0,08	43,71	10,85	46,64	11,75	35,13
M. altissima	48,29	37,72	7,21	25,02	12,36	26,10	0,04	28,37	8,43	30,06	15,79	78,86
M. excelsa	307,33	42,99	21,42	38,17	26,58	25,28	0,12	54,64	14,50	30,77	18,50	37,28
T. scleroxylon	180,38	59,89	9,63	34,48	23,59	20,05	0,07	49,96	14,78	21,58	10,19	37,44

Espèces	Caractéristiques des feuilles											
	Longueur feuille (cm)		Longueur limbe (cm)		Largeur limbe (cm)		Longueur/largeur limbe		Surface limbe (cm^2)		Diamètre pétiole (cm)	
	Moy	Cv (%)	Moy	Cv (%)	Moy	Cv (%)	Moy	Cv (%)	Moy	Cv (%)	Moy	Cv (%)
A. toxicaria	10,80	15,44	10,12	16,76	5,65	19,23	0,29	23,50	58,41	34,09	1,82	13,70
C. pentandra	20,08	17,53	11,17	18,35	12,06	17,19	0,31	24,93	136,76	31,25	0,94	18,21
C. zenkeri	10,10	20,69	9,85	21,02	3,79	23,92	0,22	29,56	38,04	38,14	2,69	24,31
C. cordifolia	44,43	36,60	27,34	29,91	24,44	37,50	0,70	48,00	723,91	64,72	1,6	19,76

M. altissima	26,88	19,94	17,98	18,11	14,76	21,30	0,.32	20,76	272,88	35,34	1,25	17,70
M. excelsa	13,06	27,05	9,89	20,93	6,78	21,30	0,30	23,76	69,07	37,53	1,50	21,31
T. scleroxylon	16,55	24,95	11,08	25,75	13,35	25,86	0,6	26,36	154,66	50,65	0,85	22,39

Tableau 7. 3. Résultats des analyses en composantes de la variance sur les caractéristiques morphologiques des troncs et houppier des sept espèces emblématiques: variance et pourcentage de variation

Espèces	**Composantes de la variance**	**Dbh1,30≥10 cm (cm)**	**Diamètre houppier (m)**	**Hauteur totale (m)**	**Dbh/Hauteur totale**	**Hauteur 1ère ramification (m)**	**Nombre branches**
A. toxicaria	Grappe	497,42 (26.46 %)	0,02 (0.62 %)	15,454 (77.04 %)	0,00 (0.00 %)	11,80 (76.98 %)	0,00 (0.00 %)
	Arbres (grappe)	1382,52(73.54 %)	4,12 (99.38 %)	4,605 (22.96 %)	0,00(100.0 %)	3,53 (23.02 %)	6,89 (100.0 %)
C. pentandra	Grappe	0,00(0.00 %)	6,16 (11.47 %)	0,000 (0.00 %)	0,00 (0.00 %)	1,16 (4.23 %)	0,00 (0.00 %)
	Arbres (grappe)	1849,31 (100 %)	47,6 (88.53 %)	59,174 (100.0 %)	0,01 (100.0 %)	26,29 (95.77 %)	15,86 (100.0 %)
C. zenkeri	Grappe	1746,13 (26.62 %)	0,00 (0.00 %)	0,284 (1.31 %)	0,00 (47.79 %)	0,04 (0.38 %)	1,78 (13.79 %)
	Arbres (grappe)	4813,38 (73.38 %)	8,15 (100.0 %)	21,441 (98.69 %)	0,00 (52.21 %)	11,69 (99.62 %)	11,17 (86.21 %)
C. cordifolia	Grappe	9115,43 (60.28 %)	46,35 (53.76 %)	27,125 (46.05 %)	0,01 (61.85 %)	0,00 (0.00 %)	10,24 (50.40 %)
	Arbres (grappe)	6007,04 (39.72 %)	39,87 (46.24 %)	31,784 (53.95 %)	0,01 (38.15 %)	25,60 (100.0 %)	10,08 (49.60 %)
M. excelsa	Grappe	0,00 (0.00 %)	95,95 (85.70 %)	76,62 (92.70 %)	0,01 (39.83 %)	20,95 (72.35 %)	0,00 (0.00 %)
	Arbres (grappe)	17458,89 (100 %)	16,01 (14.30 %)	6,029 (7.30 %)	0,01 (60.17 %)	8,01 (27.65 %)	644,97 (100 %)
T. scleroxylon	Grappe	8630,86 (57.55 %)	0,00 (0.00 %)	8,385 (34.69 %)	0,01 (44.61 %)	0,00 (0.00 %)	0,000 (0.00 %)
	Arbres (grappe)	6365,31 (42.45 %)	11,01 (100.0 %)	15,784 (65.31 %)	0,01 (55.39 %)	10,17 (100.0 %)	14,543 (100 %)

Tableau 7. 4. Résultats des analyses en composantes de la variance sur les descripteurs morphologiques des feuilles des sept espèces emblématiques : variance et pourcentage de variation

Espèces	Composantes de la variance	Longueur feuille (cm)	Longueur limbe (cm)	Largeur limbe (cm)	Longueur/ largeur limbe	Surface limbe (cm^2)	Diamètre pétiole (cm)
A. toxicaria	Grappe	0,16 (6.11 %)	0,25 (9.44 %)	0,00 (0.00 %)	0,002 (3.55 %)	10,23 (2.86 %)	0,00 (5.81 %)
	Arbres (grappe)	0,01 (0.58 %)	0,10 (3.73 %)	0,08 (6.77 %)	0,000 (0.00 %)	30,33 (8.47 %)	0,001 (13.66 %)
	Feuilles (arbres)	2,48 (93.30 %)	2,35 (86.8 %)	1,10 (93.23 %)	0,061 (96.45 %)	317,51(88.67 %)	0,04 (80.52 %)
C. pentandra	Grappe	-	-	-	-	-	-
	Arbres (grappe)	0,38 (3.43 %)	0,00 (0.00 %)	0,01 (0.28 %)	0,001 (4.23 %)	0,00 (0.00 %)	0,02 (36.36 %)
	Feuilles (arbres)	10,73 (96.5 %)	4,20 (100. %)	4,09 (99.72 %)	0,025 (94.77 %)	1826,3(100 %)	0,04 (63.64 %)
C. zenkeri	Grappe	0,07 (1.88 %)	0,45 (10.9 %)	0,25 (28.4 %)	0,342 (61.30 %)	0,0 (0.00 %)	0,03 (63.76 %)
	Arbres (grappe)	1,84 (45.34 %)	1,36 (33.1 %)	0,33 (37.65 %)	0,012 (2.12 %)	96,83 (45.27 %)	0,00 (4.15 %)
	Feuilles (arbres)	2,15 (52.78 %)	2,32 (56.1 %)	0,30 (33.95 %)	0,204 (36.58 %)	117,07 (54.7 %)	0,02 (32.08 %)
C. cordifolia	Grappe	57,03 (21.37 %)	25,73(33.6 %)	13,56 (15.8 %)	0,001 (2.00 %)	44860,3(18.5 %)	0,0 (0.00 %)
	Arbres (grappe)	17,63 (6.61 %)	0,14 (0.19 %)	0,35 (0.41 %)	0,000 (0.00 %)	0,01(0.00 %)	0,05 (4.01 %)
	Feuilles (arbres)	192,2(72.03 %)	50,61(66.2 %)	71,51 (83.7 %)	0,052 (98.0 %)	196879,4(81.4 %)	0,10 (95.99 %)
M. altissima	Grappe	-	-	-	-	-	-
	Arbres (grappe)	15,58(50.55 %)	7,05 (59.4 %)	6,07 (55.85 %)	0,000 (0.00 %)	7058,7(65.6 %)	0,00 (39.52 %)
	Feuilles (arbres)	15,25(49.45 %)	4,81 (40.57 %)	4,80 (44.15 %)	0,049 (100.0 %)	3695,9(34.4 %)	0,03 (60.48 %)
M. excelsa	Grappe	13,73(73.18 %)	0,00 (0.00 %)	0,00 (0.00 %)	0,024 (22.84 %)	0,00 (0.00 %)	0,01 (14.18 %)
	Arbres (grappe)	1,73 (9.24 %)	1,65 (37.14 %)	0,64 (29.70 %)	0,028 (26.11 %)	212,0 (30.51 %)	0,01 (15.97 %)
	Feuilles (arbres)	3,30(17.58 %)	2,80 (62.86 %)	1,51 (70.30 %)	0,055 (51.05 %)	482,9(69.49 %)	0,04 (69.85 %)
T. scleroxylon	Grappe	0,00 (0.00 %)	0,00 (0.00 %)	0,00 (0.32 %)	0,004 (12.89 %)	0,00 (0.00 %)	0,00 (25.47 %)
	Arbres (grappe)	1,34 (100 %)	0,19 (100.0 %)	0,29 (77.12 %)	0,005 (17.27 %)	90,36 (100%)	0,00 (29.51 %)
	Feuilles (arbres)	0,00 (0.00 %)	0,00 (0.00 %)	0,08 (22.56 %)	0,019 (69.84 %)	0,00 (0.00 %)	0,00 (45.02 %)

7.3.2. Variabilité morphologique intra population d'espèce emblématique.

Les résultats des tests de conformité d'une moyenne comparant les caractéristiques dendrométriques et morphologiques du plus vieil individu à celles des autres individus de la même espèce sont présentés dans les tableaux 7.5 et 7.6. L'analyse du tableau 7.5 révèle globalement des différences significatives (prob < 0.05) entre les rapports dbh/hauteur totale et dbh/diamètre houppier du plus vieil individu et ceux des autres individus de la même espèce quelles que soient la grappe et l'espèce considérées. Le rapport le plus discriminant est dbh/hauteur totale. Toutefois, des similarités entre le plus vieil individu et les autres étaient notées pour *C. zenkeri* et *C. pentandra*. L'analyse du même tableau indique que les rapports hauteur 1ère ramification/hauteur totale et nombre de branches/diamètre houppier ne sont pas discriminatoires, notamment pour *C. cordifolia* et *M. excelsa* (il en est de même pour *C. pentandra* relativement au premier rapport).

En ce qui concerne le tableau 7.6 présentant les résultats de la comparaison des caractéristiques morphologiques des feuilles du plus vieil individu à celles des autres individus de la même espèce, il ressort des paramètres morphologiques des feuilles globalement différents (prob < 0.05), quels que soient le paramètre morphologique, la grappe et l'espèce considérés. Cependant, on note quelque similarité sporadique (prob > 0.05) au niveau de quelques paramètres par espèce. Il s'agit de la longueur limbe et de la surface limbe chez le *C. cordifolia,* de la longueur des feuilles chez *M. excelsa* et de la largeur de limbe chez *A. toxicaria.*

Tableau 7. 5. Comparaison des caractéristiques dendrométriques du plus vieil individu aux autres individus de la même espèce : résultats des tests de conformité d'une moyenne.

Espèces	Grappes	Caractéristiques dendrométriques							
		Dbh/Hauteur totale		Dbh/Diamètre houppier		Hauteur 1ère ramification/ Hauteur totale		Nombre de branches/ Diamètre houppier	
		t	***Prob***	***t***	***Prob***	***t***	***Prob***	***t***	***Prob***
A. toxicaria	Kétou	-5,93	0,000	-3,52	0,003	3,62	0,002	-2,40	0,028
	Pobè	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sakété	-5,13	0,014	-10,15	0,.002	6,68	0,007	-0,35	0,746
C. pentandra	Kétou	-4,52	0,020	-2,08	0,129	2,81	0,067	-0.,5	0,963
	Pobè	-15.12	0.000	-5,18	0,000	-0,47	0,640	4,12	0,000
	Sakété	-3,15	0,051	-1,63	0,202	-0,19	0,858	7,63	0,005
C. zenkeri	Kétou	-1,32	0,217	-0,34	0,744	-0,04	0,967	3,03	0,013
	Pobè	-17,93	0,000	-13,52	0,000	3,15	0,016	-4,58	0,003
	Sakété	-2,31	0,060	-2,87	0,028	-0,50	0,634	-0,24	0,819
C. cordifolia	Kétou	-	-	-	-	-	-	-	-
	Pobè	-4.86	0.003	-4,64	0,004	0,05	0,961	-0,67	0,526
	Sakété	-4,58	0,001	2,36	0,040	-0,93	0,376	2,15	0,057
M. altissima	Kétou	-8.11	0.000	-2,92	0,013	-1,97	0,099	-5,74	0,000
	Pobè	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sakété	-	-	-	-	-	-	-	-
M. excelsa	Kétou	-27,21	0,001	-27,98	0,001	1,88	0,201	4,21	0,052
	Pobè	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sakété	-3,87	0,008	-4,27	0,005	2,97	0,025	1,33	0,232
T. scleroxylon	Kétou	-9.88	0,000	-0,78	0,454	1,48	0,170	5,13	0,000
	Pobè	-17,89	0,000	-18,27	0,000	2,21	0,049	2,62	0,017

Sakété		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

t : Statistique de Student pour le test de conformité d'une moyenne, *Prob* : valeur de probabilité des tests de conformité d'une moyenne.

Tableau 7. 6. Comparaison des caractéristiques morphologiques des feuilles du plus vieil individu à celles des autres individus de la même espèce : résultats des tests de conformité d'une moyenne

Espèces	Grappes	Caractéristiques morphologiques											
		Longueur feuille (cm)		Longueur limbe (cm)		Largeur limbe (cm)		Longueur/ Largeur limbe		Surface limbe (cm^2)		Diamètre pétiole (cm)	
		t	Prob	t	Prob	t	Prob	t	rob	t	Prob	t	Prob
A. toxicaria	Kétou	3,39	0,001	3,56	0,001	0,54	0,588	3,87	0,000	2,06	0,043	6,41	0,000
	Pobè	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sakété	-3,55	0,001	-6,10	0,000	-2,50	0,017	-2,67	0,011	-4,46	0,000	-7,29	0,000
C. pentandra	Kétou	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Pobè	-4.52	0.000	-2,03	0,046	-3,33	0,001	0,61	0,545	-3,13	0,003	2,46	0,017
	Sakété	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C. zenkeri	Kétou	8.75	0.000	8,50	0,000	9,11	0,000	-0,45	0,656	7,72	0,000	4,05	0,000
	Pobè	-5.91	0.000	-5,43	0,000	-4,51	0,000	-0,04	0,970	-5,08	0,000	2,13	0,037
	Sakété	8.30	0.000	-2,07	0,041	3,56	0,001	-3,90	0,000	0,67	0,502	3,30	0,001
C. cordifolia	Kétou	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

	Pobè	4,22	0,000	2,73	0,013	3,62	0,002	-1,61	0,123	2,88	0,10	2,63	0,016
	Sakété	-2,75	0,010	0,66	0,516	2,79	0,009	1,55	0,132	-0,89	0,378	-6,28	0,000
M. altissima	Kétou	-4,66	0,000	-6,70	0,000	-1,49	0,153	1,.44	0,167	-8,42	0,000	-0,90	0,379
	Pobè	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sakété	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
M. excelsa	Kétou	0,84	0,410	-0,87	0,389	9,64	0,000	-7,97	0,000	1,41	0,169	4,38	0,000
	Pobè	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sakété	-2,05	0,049	-13,90	0,000	-4,02	0,000	4,61	0,000	-2,28	0,030	-2,21	0,035
T. scleroxylon	Kétou	1,63	0,115	0,06	0,956	3,32	0,002	-6,55	0,000	2,33	0,027	0,19	0,852
	Pobè	-7,16	0,000	-5,52	0.000	2,17	0,033	-11,67	0,000	-0,52	0,602	-3,19	0,002
	Sakété	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

t : Statistique de Student pour le test de conformité d'une moyenne, *Prob* : valeur de probabilité des tests de conformité d'une moyenne.

7.3.4. Structures des espèces emblématiques

7.3.4.1. Structures spatiales

L'arrangement spatial de chaque espèce emblématique par grappe est présenté à la figure 7.3. L'analyse de la figure 2 révèle une variation de structure spatiale des espèces. Deux tendances sont observées :

- Structure agrégation notée chez les espèces emblématiques, *Antiaris toxicaria* (grappe de Kétou), *Celtis zenkeri* (grappe de Kétou), *Mansonia altissima* (grappe de kétou*), Triplochyton scleroxylon* (grappe de Kétou et de Pobè), *Milicia excelsa* (grappe de Sakété*),*
- Structure aléatoire notée chez les espèces emblématiques, *Ceiba pentandra (*grappes de Kétou et de Pobè*), Cola cordifolia* (grappe de Pobè), *Celtis zenkeri* (grappes de Pobè et de Sakété), quelle que soit la grappe considérée (figure 2).

Par ailleurs, une large distribution de l'ensemble des espèces emblématiques est observée au niveau de la grappe de Kétou (Figure 7.3).

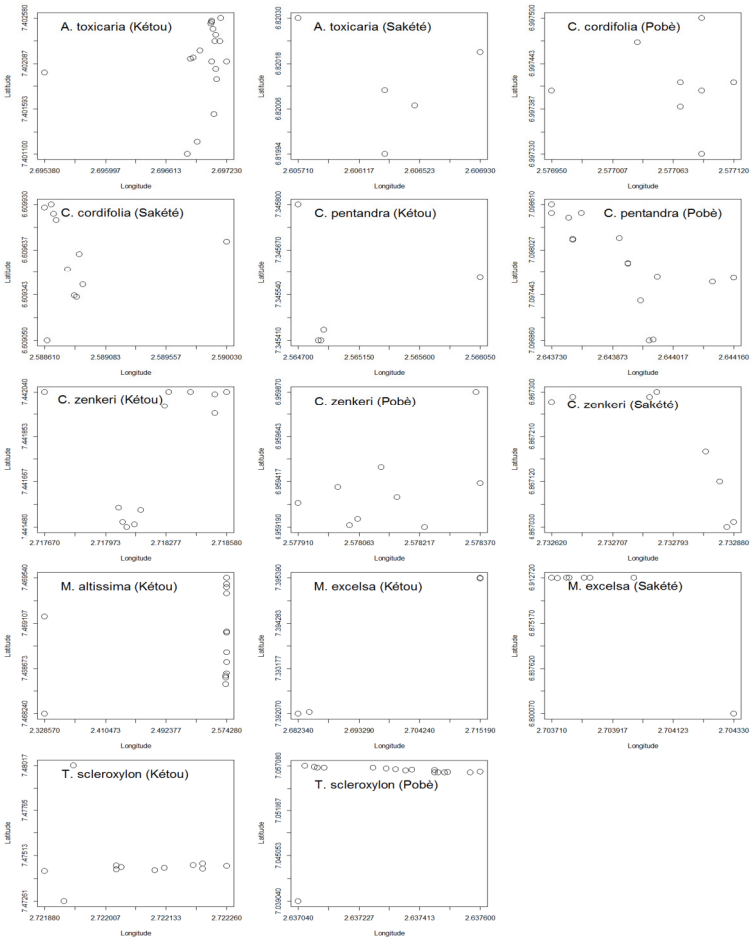


Figure 7. 2. Structures spatiales de chaque espèce emblématique par grappe

7.3.4.1 Structures en diamètre

La figure 7.4 présente les structures en diamètre des sept espèces emblématiques pour l'ensemble des trois grappes. De l'analyse de cette figure, il ressort que la structure en diamètre varie en fonction des espèces. La distribution des espèces *A. toxicaria* et *M. excelsa* en classe de diamètre

présente chacune, une forte proportion des individus dont le dbh est compris entre 160-210 cm et 210-260 cm, avec une allure en forme de cloche dissymétrique, avec absence d'individus au dbh compris entre 10-60 cm. Les espèces *C. pentandra, C. zenkeri et C. cordifolia* présentent une allure symétrique avec la présence d'individus dont le dbh est compris entre 10-60 cm. Ces allures sont caractéristiques des populations normales (coefficient d'asymétrie variant entre -0.21 et 0.35) qui assurent une bonne régénération. La distribution en diamètre de *M. altissima* montre une forte proportion des individus de dbh compris entre 10 et 60 cm, et très peu d'individus à gros diamètre (dbh compris entre 110-260 cm). Une telle structure est caractéristique des peuplements perturbés (exploitation sélective ou cataclysme). Par contre, l'espèce *T. scleroxylon* présente une structure diamétrique asymétrique à droite ou positive (coefficient d'asymétrie variant de 0.61 à 1.62) avec une forte proportion d'individus de dbh compris entre 110-160 cm et très peu de jeunes individus. Ce type de peuplement avec prédominance d'individus adultes révèle une difficulté de régénération. Les classes de diamètre modal affichent un dbh de 10-60 cm pour *M. altissima*, 110-160 cm pour *T. scleroxylon* puis 160-210 cm et 210-260 cm pour *M. excelsa*.

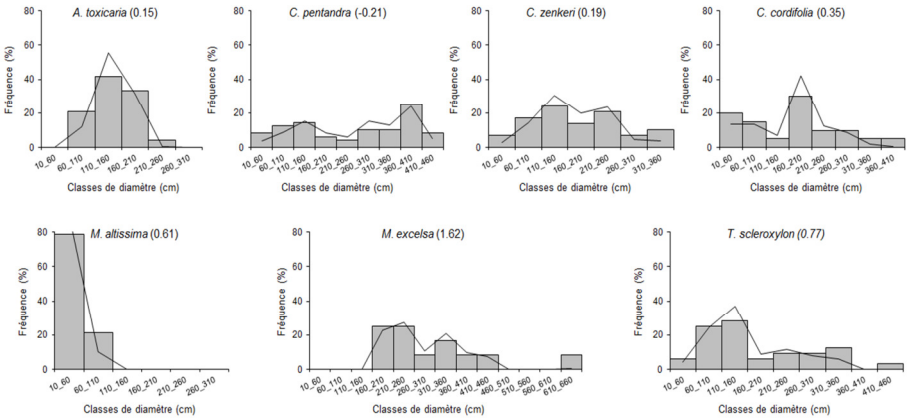


Figure 7. 3. Structures en diamètre des espèces emblématiques pour l'ensemble des grappes

7.4 Discussion

7.4.1 Variabilité des traits descriptifs des espèces emblématiques

Dans le cas de la présente étude, la comparaison des traits descriptifs de la morphologie des populations de même espèce des forêts d'une grappe révèle une grande variabilité inter population des espèces emblématiques. La part de la variabilité inter-population de même espèce emblématique au niveau des paramètres du tronc et du houppier, est globalement grande. Ces résultats montrent que l'hétérogénéité morphologique (tronc et houppier) de la population de même espèce entre grappes est probablement liée aux gradients écologiques. Des résultats similaires sont obtenus par Ouédraégo (1995) dans ses travaux sur la diversité de *P. biglobosa.* Il relevait que la forte variabilité de la morphologie des troncs (circonférence) des individus de même espèce mais de différentes populations, est influencée par l'étendue de l'aire géographique et écologique. Toutefois, Kouyaté (2005) dans le cas de la population Malienne de *Detarium microcarpum,* expliquait que les différences morphologiques observées à l'intérieur des populations sont liées à des classes d'âge et Dassot (2013) dans ses travaux avait conclu que l'intensité des contraintes de croissance semble ainsi diminuer avec l'augmentation de la surface projetée du houppier.

Cependant, même si la variation de la morphologie des ligneux emblématiques est le fait du changement des conditions environnementaux, elle pourrait affecter le génome des plantes à cause de leur adaptation aux nouvelles conditions et notamment tant que le facteur inducteur (la fragmentation des habitats et leur amenuisement) persistait. C'est ce qui probablement expliquerait la variation morphologique observée chez les espèces emblématiques des forêts sacrées. Ces ligneux, du fait de la taille isolée et limitée des forêts sacrées se seraient adaptés à leur milieu et auraient développé des traits morphologiques différents. Les phénomènes d'adaptation environnementaux, de la formation de morphotype, de l'isolement génétique et de spéciation sont complexes, mais commencent par l'apparition de ces variabilités morphologiques. Selon Koffi (2010), la morphologie d'un ligneux, c'est-à-dire son phénotype dépend en partie, de son génotype et de l'influence de l'environnement. En fonction de

leur environnement, des individus d'une même espèce peuvent avoir une morphologie différente. Robledo *et al.* (1993) cité par Chebbil *et al* (1995) ont affirmé que le fait que *Medicago. arborea (espèce méditerranéenne)* croisse dans des îles, espaces relativement limités et isolés, est probablement le principal facteur responsable d'une variation intra spécifique. La fragmentation des habitats naturels et le changement intervenu dans la structure du paysage sont souvent accompagnés d'une réduction de la qualité de l'habitat, ce qui limite la chance à long terme, de survie des espèces (ou taxons) de tous les ilots de forêts. En particulier, les taxons aux exigences très spécifiques en fonction de leur environnement, comme celles qui dépendent des habitats proches de leur état naturel, peuvent être particulièrement en danger (Barima *et al*., 2012). La forte variabilité des caractères morphologiques des espèces emblématiques confirme l'hypothèse que la fragmentation a influencé la morphologie des espèces emblématiques des forêts sacrées. Par conséquent, on peut soupçonner que les espèces emblématiques, objet de la présente étude, sont en danger. Car, selon Baguette (2013), l'isolement des fragments de forêts réduit la possibilité de sauvetage des espèces en danger et diminue le taux de recolonisation d'habitats vacants facteur susceptible d'occasionner une extinction des espèces à long terme.

7.4.2 Variabilité morphologique intra-populations d'espèces emblématiques

A la question de savoir si la différence est significative entre les paramètres descriptifs du plus vieux pied d'arbre avec les autres de la même espèce, les réponses sont variables, suivant les deux catégories de descripteurs morphologiques. Quand on considère les troncs et les houppiers des individus, les résultats ont montré des différences significatives (prob < 0.05) entre les rapports dbh/hauteur totale et dbh/diamètre houppier du plus vieil individu, et ceux des autres individus de la même espèce, quelles que soient la grappe et l'espèce considérées. Selon Becker *et al*., (2005), l'élancement de tige (rapport dbh/hauteur) est un indicateur de fortes contraintes de croissance. Ainsi, la forte variabilité intra spécifique constatée entre les caractères (rapports dbh/hauteur totale et dbh/diamètre houppier) du plus vieil individu et des autres individus de

la même espèce, traduit une probable influence de l'âge des sujets et ou des conditions écologiques locales. Des investigations sont nécessaires pour mieux comprendre les causes pour lesquelles cette différence morphologique à l'intérieur d'une population de même espèce et d'âges différents est indicative avec les espèces *C. cordifolia* et *M. excelsa* par exemple.

Les résultats de la comparaison des caractéristiques morphologiques des feuilles du plus vieil individu avec celles des autres individus de la même espèce, révèlent des paramètres morphologiques des feuilles globalement différents (prob < 0.05), quels que soit le paramètre morphologique, la grappe et l'espèce considérés. La variabilité morphologique des espèces peut avoir un fondement génétique. Elle peut aussi être exclusivement fonction de l'effet de l'environnement. En effet, Kouyaté (2005) dans le cas de la population de *D. microcarpum,* a conclu que l'importante variation morphologique à l'intérieur de la population laisse supposer l'existence de différents génomes. Dans le cas de la présente étude, il serait hasardeux de conclure que la variabilité morphologique des espèces emblématiques est le fait du seul effet environnemental ce qui impose une analyse phylogénétique complémentaire. Car, selon Kazan *et al.,* (1993), l'évaluation des espèces et la mise en évidence de leur base génétique pourraient bénéficier de la technique de marquage moléculaire, étant entendu que la variation au niveau de l'ADN offre de nombreux avantages par rapport aux données morpholog,iques pour examiner les relations entre espèces. De plus, selon Koffi (2013), la génétique peut être présentée comme un recours en cas de doute à identifier des structures morphologiques observables bien tranchées, comme c'est le cas dans des complexes d'arbres tropicaux. L'apport de la génétique des populations dans la conservation est de pouvoir définir de manière objective, des unités de gestion et des unités évolutives significatives pour une meilleure survie des populations (Moritz, 1994), et de proposer des plans d'aménagement à court terme (Watts *et al.,* 2005). Pour ce faire, la génétique des populations fournit des estimateurs de paramètres génétiques qui peuvent donner des informations sur la taille efficace des populations, les flux de gènes ou les groupes d'individus génétiquement différenciés (Zink, 2000 ; Koffi, 2013).

7.4.3 Caractéristiques structurales des espèces emblématiques

Les structures spatiale et diamétrique des espèces emblématiques devraient permettre d'apprécier le pouvoir de régénération de ces espèces ligneuses. Dans le cadre de la présente étude, la variabilité de la structure spatiale des espèces emblématiques n'avait pas permis d'être précis dans l'appréciation de leur pouvoir de régénération. Les indices qui normalement pouvaient nous permettre de mieux apprécier la structure spatiale de chacune des espèces (indice de Green et indice de Blackmann), n'ont pas été calculés à cause de l'objectif de départ de la présente étude et des données non collectées sur la richesse spécifique et sur le phénomène de la régénération. Toutefois, les espèces *Antiaris toxicaria* (grappe de Kétou), *Celtis zenkeri* (grappe de Kétou), *Mansonia altissima* (grappe de Kétou*), Triplochyton scleroxylon* (grappe de Kétou et de Pobè) et *Milicia excelsa* (grappe de Sakété*)* qui présentent une structure spatiale agrégative, sont pour la plupart, déjà signalées par Akoègninou (1984) et Sokpon (1995) dans les forêts denses semi décidues du sud Bénin. Selon ces auteurs, plusieurs facteurs peuvent expliquer la structure spatiale des espèces, notamment la variation ou l'hétérogénéité des caractéristiques du milieu, les caractères génétiques et le comportement des ligneux de même espèce qui ont souvent tendance à se regrouper. La répartition spatiale traduit la réaction des espèces aux conditions écologiques influençant la croissance et aux traitements sylvicoles appliqués (Nata, 2011).

En appréciant la structure diamétrique des espèces *A. toxicaria* et *M. excelsa,* l'allure en forme de cloche dissymétrique avec absence totale d'individus de faible diamètre incite à un questionnement quant à l'état de leur régénération. Selon Sokpon *et al* (2002), les espèces fidèles à ce type de structure dissymétrique en forêts naturelles sont dites déstructurantes, car menacées de disparition dans les peuplements. L'espèce *T. scleroxylon* qui présente une structure diamétrique asymétrique avec une forte proportion d'individus de gros diamètres et une très faible proportion d'individus d'avenir, démontre qu'il y a du potentiel pour le remplacement des vieux sujets au fur et à mesure qu'ils seront exploités.

Par contre, les espèces *C. pentandra, C. zenkeri et C. cordifolia* en présentant une allure symétrique avec une proportion élevée d'individus de faible diamètre, révèlent le succès de régénération que connaissent ces espèces. Selon Eyog (2003) et Feeley *et al*. (2007), avec les espèces présentant une structure symétrique, les tiges d'avenir sont en nombre suffisamment élevé et le renouvellement de la population est assuré. Une telle espèce est dite structurante car assurant sa pérennité dans les peuplements (Biaou *et al.,* 2002).
Dans le cas de l'espèce *M. altissima*, la structure diamétrique présentée indique un milieu perturbé, en pleine reconstitution. La perturbation de la forêt naturelle provient de l'exploitation sélective des espèces commerciales et des coupes illégales par les riverains pour l'artisanat et la construction des habitations. Les tiges de diamètre supérieur ou égal à 110 cm sont rares dans les forêts sacrées. Les perturbations anthropiques engendrent donc une modification de la composition floristique et de la structure de la végétation (Sinsin, 1994 ; 2001).

7.5 Conclusion

La variabilité morphologique des espèces végétales, en général, s'exprime au niveau des caractéristiques de l'appareil végétatif et/ou de l'appareil reproducteur de la plante. Dans le cadre de la présente étude, les caractères morphologiques de sept espèces ligneuses étudiées à base des descripteurs morphologiques déjà utilisés par plusieurs auteurs, ont montré qu'il existe une forte variabilité avec des différences significatives au niveau des traits descriptifs de la morphologie des espèces emblématiques. Cette hétérogénéité morphologique (tronc et houppier) entre individus de même espèce emblématique est liée à la classe d'âge des individus de même espèce, à l'influence de l'environnement sur la morphologie des ligneux et très probablement, au contrôle du génotype sur l'expression du phénotype morphologique. Toutefois, les résultats de la comparaison des caractéristiques morphologiques des feuilles du plus vieil individu avec celles des autres individus de la même espèce révèlent des paramètres morphologiques globalement similaires quel que soit le paramètre morphologique, la grappe et l'espèce considérés.

Ainsi la forte variabilité des caractères morphologiques (tronc et houppier) des espèces emblématiques confirme l'hypothèse que la fragmentation a influencé la morphologie des espèces emblématiques des forêts sacrées. Par conséquent, on peut soupçonner que les espèces emblématiques, objet de la présente étude, courent un réel danger. L'absence de fructification observée sur ces espèces emblématiques des forêts confirme que tous les peuplements observés, quel que soit le substrat, sont des peuplements matures (majorité d'arbres approchant ou atteignant l'âge de sénescence). Des analyses phylogénétiques complémentaires sont pourtant nécessaires pour conforter cette assertion. Car, la conservation et l'utilisation durable des ligneux emblématiques demandent de caractériser leur matériel végétal du point de vue morphologique, biochimique et moléculaire, de manière à différencier les individus dans une perspective d'adaptation des plans de gestion, de restauration et d'aménagement des forêts sacrées. L'analyse des structures des peuplements des espèces emblématiques des forêts sacrées a permis de retenir que la structure spatiale détermine l'environnement local autour de chaque arbre (en particuliers le nombre de voisins) et donc ses conditions de croissance. Cet environnement local modifie l'expression des processus naturels comme la croissance, la mortalité et la régénération du peuplement. Ceci peut conduire à une composition locale monospécifique comme pourrait être le cas de la forêt sacrée à *C pentadra* du village d'Issaba (commune de Pobè). Des études complémentaires sont nécessaires pour mieux cerner la variabilité de la structure spatiale des espèces et de leurs états de régénération. Une telle étude permettra de mieux apprécier pourquoi les espèces, *A. toxicaria, M. altissima, M excelsa et T. scleroxylon* ne se régénèrent pas ou presque plus et si elles sont des espèces ligneuses déstructurantes ou menacée de disparition. De plus, il serait intéressant de corréler le changement de structure en diamètre avec les différentes formes de pressions et les facteurs stationnels, en vue d'en déduire des conclusions utiles pour l'aménagement des forêts sacrées.

CHAPITRE HUITIEME :

DYNAMIQUE DE L'OCCUPATION DU SOL ET PREDICTION DE L'AVENIR DES FORETS SACREES DE LA ZONE DE TRANSITION FORESTIERE GUINEO-CONGOLAISE DU SUD-EST BENIN

CHAPITRE HUITIEME : DYNAMIQUE DE L'OCCUPATION DU SOL ET PREDICTION DE L'AVENIR DES FORETS SACREES DE LA ZONE DE TRANSITION FORESTIERE GUINEO-CONGOLAISE DU SUD-EST BENIN

8.1. Introduction

Les changements d'occupation et d'utilisation des sols constituent un facteur clé du développement durable. Ils sont influencés par des facteurs socio-économiques, pédoclimatiques, démographiques et de politiques publiques (Chakir et Madignier, 2006). Ils modifient de façon significative la structure des paysages et ont de nombreuses conséquences écologiques (Kouki *et al*., 2001) dont la fragmentation, la régression des formations forestières et la perte d'habitats (Bamba *et al.,* 2010). Les changements d'occupation des sols participent aux changements globaux en altérant les relations entre atmosphère et surface terrestre (Hubert-Moy *et al*.**,** 2012). La déforestation, l'agriculture et l'étalement urbain en sont les causes principales provoquant des modifications des processus de contrôle des écosystèmes et la création des ilots de forêts.

L'existence des ilots forestiers sacrés a été longtemps signalée dans le monde, notamment en Afrique, en Asie et en Amérique latine. Ils sont protégés par des pratiques magico-cultuelles et constituent le modèle endogène le plus efficace de conservation de la diversité biologique (Otteng-Yeboah *et al*., 2012). La présence des ilots de forêts sacrées a été signalée au Bénin par plusieurs auteurs et recensées pour la première fois, par Ago et Sokpon (1998). La majorité de ces forêts sacrées sont de petites tailles (70% ont une superficie variant de 0,1 à 5ha) et situées généralement non loin des habitations. Ce sont des ilots de forêts éparses abritant des divinités vénérées, craintes et réservées à l'expression culturelle d'une communauté donnée, dont l'accès et la gestion sont réglementés par le pouvoir traditionnel (Agbo et Sokpon, 1998 ; Oviedo and Jeanrenaud, 2007). Dans la zone de transition forestière guinéo-congolaise, les forêts sacrées offrent aux populations locales, en plus des services cultuel et culturel, d'autres services et fonctions dont le service médicinal est le plus sollicité. A l'intérieur des catégories de forêts sacrées, les forêts de divinités et les forêts de sociétés secrètes offrent une diversité plus élevée de fonctions (Alohou *et al.,* 2016). Bien que bénéficiant d'une protection culturelle et religieuse, les forêts sacrées subissent de plus en plus une forte pression

démographique qui conduit à leur dégradation progressive, voire à leur destruction. Des études ont indexé la croissance démographique confortée des politiques agricoles, comme la cause sous-jacente des changements du paysage forestier. Dans un contexte de croissance démographique galopante et de forte pression foncière, quel sera l'avenir réservé aux forêts sacrées dans cette zone du Bénin ?

Le rôle de l'humanité est certes significatif, mais les facteurs intervenant sur les changements d'occupation des sols sont complexes (Richard, 1990). L'occupation du sol étant le résultat de processus multiples qui agissent à différentes échelles, il importe de prendre en compte ceux-ci afin de déterminer les interactions existantes. Cependant, la confrontation de processus se produisant à différentes échelles est délicate de par la complexité des processus considérés. Il en résulte donc que la plupart des modèles se basent sur une seule échelle d'analyse (Gibson *et al.*, 2000). Les changements d'occupation du sol ne se limitent pas à leur expression spatiale, ils s'inscrivent également dans une dimension temporelle qu'il faut prendre en compte. Ils ne peuvent en effet pas être expliqués simplement par la présence de facteurs de changements à un instant précis. Ces changements sont souvent dépendants de conditions initiales passées et parfois d'évènements aléatoires qui rendent leur appréhension difficile. Il s'ensuit qu'avant de déterminer l'évolution future d'une entité d'occupation de sol, il y a nécessité de détecter et de suivre les changements. Cependant, les méthodes de suivi et de prédiction des changements sont nombreuses. Des auteurs (Géographes et naturalistes) ont proposé une variété de bases théoriques et développé des modèles de simulation pour décrire les effets des facteurs biophysiques, économiques et socioculturels sur la dynamique paysagère (Ratiarson *et al.*, 2007). L'étude de la dynamique de l'occupation d'un paysage pour déterminer ses évolutions futures dans un contexte où la pression anthropique sur les terres est de plus en plus forte, avait pris de l'intérêt avec le développement de la télédétection. On peut distinguer deux groupes d'approches se reposant sur des principes mathématiques très différents. Il s'agit des approches non approximatives et des approches « approximatives » ou incertaines (Goodman et Ratsirarson, 2000).

Parmi les approches « approximatives » ou incertaines, la théorie de la chaîne de Markov dont l'objectif est de prendre les décisions optimales dans un monde incertain, est la plus cotée par les auteurs. Avec le modèle de Markov, les processus de changement sont simulés à l'aide de techniques stochastiques linéaires, c'est-à-dire que la mise en place du modèle est contrôlée par des variables aléatoires qui ne peuvent être exprimées que de façon probabiliste. La chaîne de Markov étudie ainsi à partir de probabilités, le processus d'évolution d'un ensemble d'états évoluant dans le domaine spatial et temporel. En écologie, la chaîne de Markov a servi d'outil pour décrire la dynamique paysagère et simuler les évolutions futures des états d'occupation du sol (Ladet *et al*., 2005, Padonou *et al*., 2015).

La présente étude vise à prédire l'évolution future des forêts sacrées de la zone de transition forestière guinéo-congolaise du sud-est Bénin. Il s'agira de (i) décrire la taille des forêts sacrées et la dynamique spatio-temporaire de l'occupation du sol, suivant trois différentes dates (1974, 1986, 2010), (ii) détecter les probabilités de changements dans l'occupation des sols et les taux de déforestation pour les forêts et les savanes et (iii) simuler l'évolution des occupations du sol sous trois scénarii futurs avec le modèle markovien. L'étude a testé l'hypothèse que le taux de déforestation des forêts sacrées est similaire à celui du couvert forestier.

8.2. Milieu d'étude

La présente étude s'est déroulée dans la partie sud-est du Bénin circonscrite en trois grappes de forêts sacrées dénommées grappes de Kétou, de Pobè et de Sakété. Cette région est située entre 1°45' et 2°45' E et 6°30' et 7°30' N (Figure 8.1).

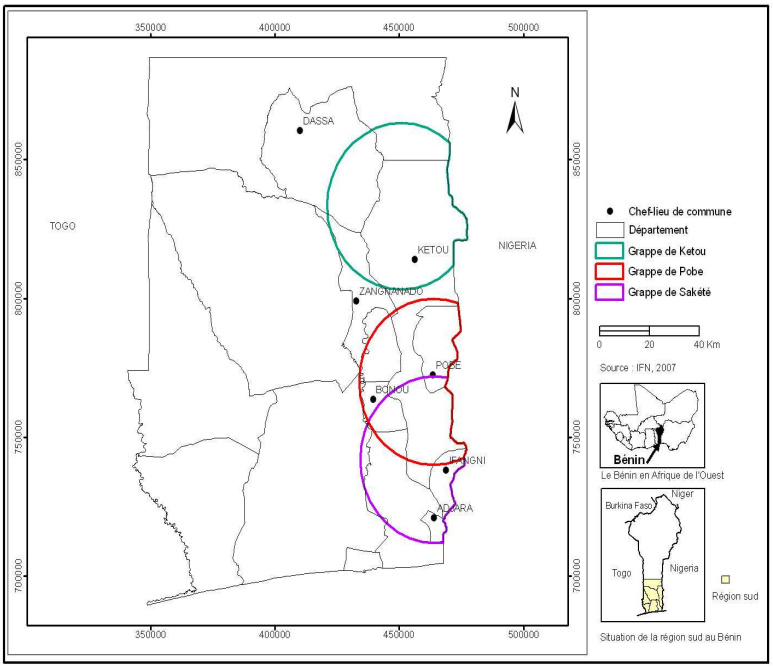


Figure 8. 1. Présentation de la zone d'étude

La végétation est caractérisée par la présence de forêts (dense humide, dense sèche), de savanes arborées et arbustives, de forêts galeries et de plantations (palmier à huile, teck, fruitiers et autres). On rencontre également, des lambeaux de forêts (forêts-sacrées, et d'autres îlots forestiers) faisant de cette zone du Bénin, celle qui abrite le plus grand nombre de forêts sacrées (PIFSAP, 2012). Toutes ces forêts, bien qu'elles ne soient pas classées sont des aires entièrement protégées par les populations.

Le climat est de type subéquatorial avec deux saisons pluvieuses (mars–juillet et septembre-novembre) et deux saisons sèches alternées (août-septembre et novembre-mars). La moyenne annuelle des hauteurs de pluie varie entre 1000 mm/an et 1200 mm/an (Afouda, 2014 et Akindélé, 2012). Les sols sont de types ferralitiques, argilo-sableux fortement dégradés, ferrugineux tropicaux (terres

de barre), vertisols modaux et argileux hydromorphes (Azontondé, 1993). Le réseau hydrographique est constitué de plusieurs cours d'eau à régime d'écoulement variable, le long desquels se développent différentes formations végétales.

La population cumulée de la zone d'étude est de 1 310 144 habitants (INSAE, 2013), comptant 49% d'hommes pour 51% de femmes, et un taux de croissance annuelle avoisinant 4,5%. La répartition des grands groupes ethniques indique que les Fon et apparentés dominent avec 55% de la population estimée, suivis des Yorouba et apparentés (35%), des Adja et apparentés (4%) et des autres ethnies constituées d'étrangers et d'autres ethnies minoritaires. Ces groupes ethniques pratiquent différentes religions dont le catholicisme (40%) et les religions traditionnelles (16%). Ces deux grandes religions sont suivies des musulmans (14%), des protestants (12%), des Célestes et d'autres chrétiens (8%). Les autres religions occupent 1% de la population, cependant que 9% de la population ne pratiquent aucune religion (INSAE, 2013). L'agriculture est l'activité principale de la population. Les techniques de travail du sol pratiquées sont essentiellement les labours en billons et le labour à plat. Ces techniques précèdent généralement le défrichement et le brulis. Les cultures principales sont : le maïs, le manioc, l'arachide, le riz, l'igname, la banane le palmier à huile, les cultures maraîchères (piment, la tomate, et le niébé) et les fruitiers.

8.3. Matériel et méthodes

8.3.1. Catégorisation de la taille des forêts sacrées

Les forêts sacrées sont systématiquement recensées par grappe dans un rayon de 30 km autour des forêts classées. Une fiche de collecte de données a permis d'obtenir les indications sur la grappe et les coordonnées géographiques des forêts sacrées prises au GPS. Le traitement des données a été réalisé au moyen des logiciels Mapsource et DNR Garmin et ArcGIS, pour obtenir la carte des forêts sacrées. Les forêts sacrées ont été ensuite catégorisées suivant le critère de taille, conformément à la définition d'une forêt selon la FAO (2010).

8.3.2. Cartes d'occupation du sol

Trois scènes d'image satellite Landsat des années 1974 (Landsat Multi-Spectral Scanner), 1986 (Landsat Thematic Mapper) et 2010 (Landsat Enhance Thematic Mapper plus) mises à disposition par le Centre National de la Télédétection (CENATEL-Bénin), ont été interprétées. Toutes les images ont été prises pendant la saison sèche afin de minimiser les variations phénologiques de la végétation (Clerici *et al*., 2006). L'interprétation visuelle à l'écran a été effectuée suivant une méthode similaire à celle proposée pour les observations en milieu tropicale pour la phase II (Achard, *et al*., 2002). Les trois cartes d'occupation du sol ont été digitalisées. Différents types d'occupation de sols ont été réalisées en utilisant le logiciel ENVI 4.1. Une composition de couleurs (RGB 4, 7, 5) a été utilisée pour améliorer la différentiation des types d'occupation de sols à l'écran. Les bandes RGB 4 (0.750-0.900 lm), 7 (2.090-2.350 lm) et 5 (1.550-1.750 lm) ont permis de discerner les différentes étapes de succession des forêts aussi bien que des types de savanes et des espaces agricoles. L'interprétation a été facilitée par trois documents additionnels que sont les cartes d'occupation de sols à l'échelle de 1/200 000 éditées en 1975 et 1987 par le Centre National de la Télédétection (CENATEL-Bénin) et la base de données de l'Inventaire Forestier National (IFN, 2008) dont les classes d'occupation de sol (forêts denses, forêts galeries, forêts claires et savanes boisées, formations marécageuses, savanes arborée et arbustive, plantations et mosaïques de culture et jachères) ont été adoptées. Les polygones des classes d'occupation de sols dans la scène obtenue en 1974 ont été marqués suivant leur correspondance affichée sur les cartes d'occupation de sols du CENATEL. A cet effet, la carte d'occupation numérique a été finalisée et les polygones ont été copiés et superposés avec l'image de 1986. Les segments ayant besoin de modification ont été changés par ajout, suppression, ou modification des limites des polygones. Ainsi, les changements dans l'occupation du sol entre 1974 et 1986 ont été obtenus. Le même processus a été utilisé pour visualiser les changements entre 1986 et 2010. Cette méthodologie a été adoptée pour éviter les faux changements probables dans l'occupation du sol si les bases de données contenaient une disparité spatiale (Mas *et al*., 2004). Les unités sans végétation

(cours et plans d'eau, espaces nus et agglomérations) ont été exclues. L'exactitude dans la classification a été évaluée par une matrice d'erreur (Congalton, 1991). Au total, 300 points de référence ont été utilisés (50-60 par classe) distribués à travers tout le milieu d'étude en utilisant un échantillonnage stratifié (Achard *et al*., 2002). La matrice d'erreur a été normalisée avec un procédé itératif d'ajustement proportionnel qui oblige chaque ligne et colonne à s'additionner (en utilisant le Programme MARGFIT, Congalton, 1991). Finalement, une analyse de Kappa a été effectuée avec le programme de Kappa pour l'exactitude de la classification (Congalton et Green, 1999).

8.3.3. Appréciation des changements dans l'occupation et l'utilisation des terres

Les cartes élaborées ont été importées dans le logiciel ArcGIS 10 (ESRI). Une analyse de recouvrement a été effectuée afin d'évaluer les changements observés pour les trois périodes considérées. Un masque a été élaboré pour éliminer les aires sans végétation, permettant ainsi l'analyse comparative des mêmes classes d'occupation du sol sous différentes dates (Hall *et al*., 1995). Les catégories de changement ont été regroupées en trois classes à savoir : perte de couvert, régénération de couvert, et non modification de couvert. La perte de couvert se rapporte à l'occupation de sol soumise à un changement avec une perte concomitante dans une série régressive (par exemple, de la forêt à la savane ou du milieu boisé aux mosaïques de culture et jachère). Les changements dans le sens inverse indiquent la régénération.

8.3.4. Probabilités de transition des modes d'occupation du sol

Des matrices de probabilité de transition ont été élaborées pour les périodes 1974-1986, 1986-2010 et 1974-2010 afin de décrire le changement de chaque classe d'occupation de sol. Chaque matrice représente la probabilité de persistance de chaque classe d'occupation de sol, ou les probabilités de transition dans une autre catégorie d'occupation de sol de la première à la dernière année de la période considérée. Afin d'annualiser les valeurs de matrice, chaque matrice de probabilité a été exploitée séparément pour calculer les vecteurs et les valeurs propres de la matrice en utilisant la méthode de

diagonalisation (Çinlar, 1975). Cette méthode suppose que la probabilité d'une cellule appartenant à la classe m de l'année initiale de la période d'étude et à la classe n de l'année finale (r_{mn}) est : (Eq 8.1)

$$r_{mn} = \frac{a_{mn}}{a_m}$$

Oùa_{mn} est l'aire occupée par la classe m durant l'année initiale et celle couverte par la classe n pendant l'année finale ; et a_m l'aire occupée par la classe m durant l'année initiale. S'il y a t années entre l'année initiale et l'année finale, la matrice de probabilité de transition ($R^{(t)}$) est : (Eq 8.2)

$$R^{(t)} = [r_{mn}]$$

Cette information a été obtenue de la carte d'occupation du sol. La formule suivante a été appliquée pour déterminer la matrice de transition des probabilités annuelles : (Eq 8.3)

$$P = [P_{mn}]$$

OùP_{mn} est la probabilité de changement de la classe m à la classe n durant une année.

Ces probabilités de transition peuvent être considérées comme des processus stochastiques. Il a été aussi supposé ici que les probabilités de transition sont homogènes, remplissant ainsi la propriété de Markov. Ceci signifie qu'une fois dans une classe à la fin d'année, la probabilité de transition dans la classe k (pour tout k) est indépendante des classes de départ. Ceci implique que : (Eq 8.4) $P \times P ..... P = P^t = R^{(t)}$

La matrice de probabilité annuelle P peut être calculée par diagonalisation (Çinlar, 1975) en décomposant P comme suit : (Eq 8.5)

$$P = B \times D \times B^{-1}$$

D est la matrice diagonale renfermant les valeurs propres de la matrice P en diagonal. Les colonnes de la matrice B renferment les vecteurs propres correspondants.

Il peut être démontré que la matrice D^t renferme P^t valeurs dans la diagonale majeure et que :

$P^t = B \times D^t \times B^{-1}; t = 1; 2; .....$ (Eq 8.6)

Ainsi connaissant $R^{(t)}$ la matrice des probabilités P peut être obtenue par : (Eq 8.7)

$$\begin{pmatrix} \sqrt[t]{\lambda 1} & 0 & \ldots & 0 \\ 0 & \sqrt[t]{\lambda 2} & \ldots & 0 \\ \ldots & \ldots & \ldots & \ldots \\ 0 & \ldots & \ldots & \sqrt[t]{\lambda 5} \end{pmatrix}$$

$$P = B \times B^{1}$$

8.3.5. Taux annuel de déforestation

Les taux annuels de déforestation pour les trois périodes ont été déterminés en se basant sur les données de couverture forestière et en utilisant la formule proposée par Puyravaud (2003):

$$r = \frac{1}{t_2 - t_1} \times \ln(A_2 / A_1)$$ (Eq 8.8)

r est le taux de déforestation, (en % de superficie perdue/an); A_1 et A_2 sont respectivement la surface forestière initiale et finale ; t est l'intervalle de temps en année pendant laquelle l'évaluation est faite. r<0 indique la déforestation alors que r>0 indique une non déforestation. Ce taux a été calculé pour les forêts et les savanes.

8.3.6. Scénarii futurs

En utilisant un modèle de Markov, les matrices de transition annualisées ont servi à générer une simulation de la proportion de couverture atteinte à l'état stable lorsque les conditions sont stationnaires.

Trois différents scénarii ont été adoptés pour la période de 2010-2050. Il a été supposé que les probabilités de changement enregistrées pour les périodes de 1974-1986, 1986-2010 et 1974-2010 seront respectivement suffisantes pour les trois scénarii.

8.4. Résultats

8.4.1. Typologie de taille des forêts sacrées

Le recensement des forêts sacrées de la zone d'étude a permis de classer les forêts sacrées par taille. La figure 8.2 montre les classes de forêts sacrées obtenues. Dans la grappe de Kétou, sur les 210 forêts sacrées recensées, 31% ont moins d'un hectare de superficie et 65% sont de superficie comprise entre un et cinq hectares. Les forêts sacrées de 10 ha et plus représentent environ 2%. Dans la grappe de Pobè, les mêmes tendances sont observées. Sur un total de 226 forêts sacrées recensées, celles qui ont moins d'un hectare de superficie représentent 55% et celles de superficie comprise entre un et cinq hectares représentent environ 41%. Les forêts sacrées de superficies supérieures à dix hectares sont rares. Dans la grappe de Sakété, sur les 355 forêts sacrées recensées, 49% ont moins d'un hectare de superficie, 50% sont de taille comprise entre un et cinq hectares. Les forêts sacrées de superficies supérieures à dix hectares sont pratiquement inexistantes.

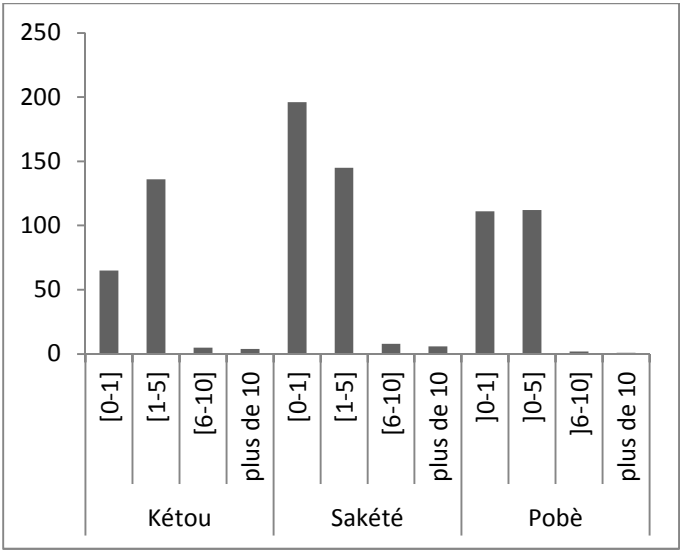


Figure 8. 2. Nombre de forêts sacrées par classe de superficie et par grappe

8.4.2. Evolution des occupations des sols dans les périodes de 1974 à 2010

Le tableau 8.1 présente les superficies de chaque occupation du sol à chacune des trois dates par grappe. Les figures 8.3, 8.4 et 8.5 apportent d'amples précisions quant à la position relative de ces occupations du sol. L'analyse de ce tableau et des figures subséquents montre qu'au plan de la répartition des classes d'occupation du sol des grappes étudiées, la grappe de Kétou, en 1974, avait la plus grande couverture en forêts (88945 ha) et en savanes (160540 ha). Par contre, les champs et jachères étaient dominants dans les grappes de Sakété (124021 ha) et de Pobè (119020 ha) (Tableau 8.1).

Le poids relatif des occupations du sol d'une année à une autre, suivant les grappes (Figure 8.6) indique que dans la grappe de Kétou, les forêts claires et savanes boisées (31,12%) et les savanes arborées et arbustives (62,36%) dominaient le paysage en 1974. Ces deux unités d'occupations du sol ont continuellement diminué dans le temps, représentant en 2010 respectivement 7,06% et 31,72% du paysage et ce, au profit des cultures et jachères à palmier à huile qui sont passés respectivement de 1,92% et 0,12% en 1974 à 48,26% et 8,63 % en 2010. Les forêts denses déjà en faible proportion en 1974 (0,73%) sont réduites de moitié (0,38%) en 2010. La proportion de forêt galerie est restée pratiquement inchangée dans le temps (2,76% en 1974 ; 2,81% en 1986 et 2,52% en 2010) (Figures 8.3 et 8.6).

Dans la grappe de Sakété, les unités d'occupation du sol les plus représentées sont les cultures et jachères à palmier à huile (64,01%) et les formations marécageuses (20,94%) en 1974, lesquelles sont faiblement réduites dans le temps, passant respectivement à 56,20% et 19,02% en 2010 (Figure 8.6). Toutefois, les cultures et jachères ont légèrement augmentée dans le temps, du fait de la légère diminution observée au niveau des cultures et jachères à palmier à huile (Figure 8.5 et 8.6).

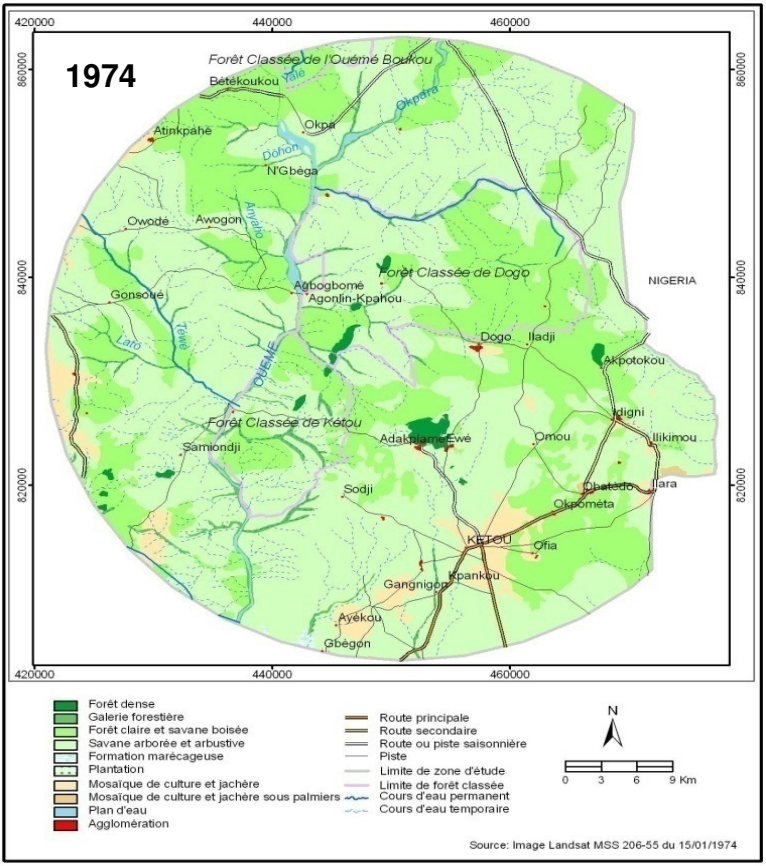
Dans la grappe de Pobè, les unités d'occupation du sol les plus dominantes en 1974 sont les cultures et jachères à palmier (56,25%) et les savanes arborées et arbustives (24,37%). Les cultures et jachères à palmier n'ont pratiquement pas varié en 2010 (53,42%), cependant que les savanes arborées et arbustives ont

diminué de plus de moitié (10,11% en 2010) (Voir Figure 8.5 et Figures 8.3 et 8.4). La diminution de l'aire d'occupation des savanes arborées et arbustives s'est faite au profit des cultures et jachères qui sont passées de 4,63% en 1974 à 25,23% en 1986 et 19,40 % en 2010 (Figure 8.4 et 8.6). Les forêts denses, à l'origine de faible poids d'occupation, sont restées pratiquement inchangées dans le temps.

Tableau 8. 1. Superficie (en ha) des occupations du sol dans les trois grappes en 1974, 1986 et 2010

Occupation du sol	Pobè			Sakété			Kétou		
	1974	**1986**	**2010**	**1974**	**1986**	**2010**	**1974**	**1986**	**2010**
Forêt dense et forêts sacrées	1100,0	797,0	788,0	877,0	645,0	664,3	1868,0	1384,0	978,0
Forêt galerie	0,0	0,0	0,0	4,0	4,0	4,0	7096,0	7232,0	6474,0
Forêt claire et savane boisée	495,0	439,2	432,0	423,0	403,0	402,6	79981,0	40930,0	18140,0
Savane arborée et arbustive	47646,0	23060,5	19772,0	885,0	566,0	502,5	160267,0	152269,0	81532,0
Formation marécageuse	14446,0	11618,7	14434,0	38641,0	38675,0	35112,9	273,0	273,0	273,0
Plantation	8741,0	12664,8	12454,0	10136,0	13456,0	11656,0	0,0	0,0	0,0
Culture et adhere	9048,0	49320,3	37926,0	5885,0	23283,0	19455,0	4936,0	46082,0	124028,0
Culture et de jachère à palmier	109972,0	92884,6	104439,0	118136,0	96132,0	103721,2	314,0	5917,0	22167,0
Agglomération	2403,0	3038,6	3606,0	5237,0	7060,0	8710,0	322,0	685,0	1180,0
Plan d'eau	1638,0	1665,2	1638,0	4347,0	4347,0	4342,5	1943,0	2228,0	2228,0
Total	**195489,0**	**195489,0**	**195489,0**	**184571,0**	**184571,0**	**184571,0**	**257000,0**	**257000,0**	**257000,0**
Forêts	1595,0	1236,2	1220,0	1304,0	1052,0	1070,9	889450,0	495460,0	255920,0
Forêts sacrées	638	494,48	478	938,88	757,44	765,0	26683,5	14863,8	565,0
Savanes	620920,0	346792,0	342060,0	395260,0	392410,0	356154,0	160540,0	152542,0	818050,0
Culture et Jachère	119020,0	142205,0	142365,0	124021,0	119415,0	123176,0	52500,0	51999,0	146195,0

Forêts = Forêt dense + Forêt galerie + Forêt claire et savane boisée ; Savanes = Savane arborée et arbustive + Formation marécageuse.


1974
420000
440000
460000
860000
840000
820000
Forêt Classée de l'Ouémé Boukou
Bétékoukou
Yale
Okpara
Okpa
Atinkpahè
Dohon
N'Gbéga
Owodé
Awogon
Anyaho
Forêt Classée de Dogo
Agbogbomé
Agonlin-Kpahou
NIGERIA
Gonsoué
Lato
Tèwé
OUÉMÉ
Dogo
Iladji
Akpotokou
Idigni
Ilikimou
Forêt Classée de Kétou
Adakplamé-Ewé
Omou
Samiondji
Sodji
Obatédo
Ilara
Okpométa
KETOU
Ofia
Kpankou
Gangnigon
Ayékou
Gbégon
Forêt dense
Galerie forestière
Forêt claire et savane boisée
Savane arborée et arbustive
Formation marécageuse
Plantation
Mosaïque de culture et jachère
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers
Plan d'eau
Agglomération
Route principale
Route secondaire
Route ou piste saisonnière
Piste
Limite de zone d'étude
Limite de forêt classée
Cours d'eau permanent
Cours d'eau temporaire
N
0 3 6 9 Km
Source: Image Landsat MSS 206-55 du 15/01/1974

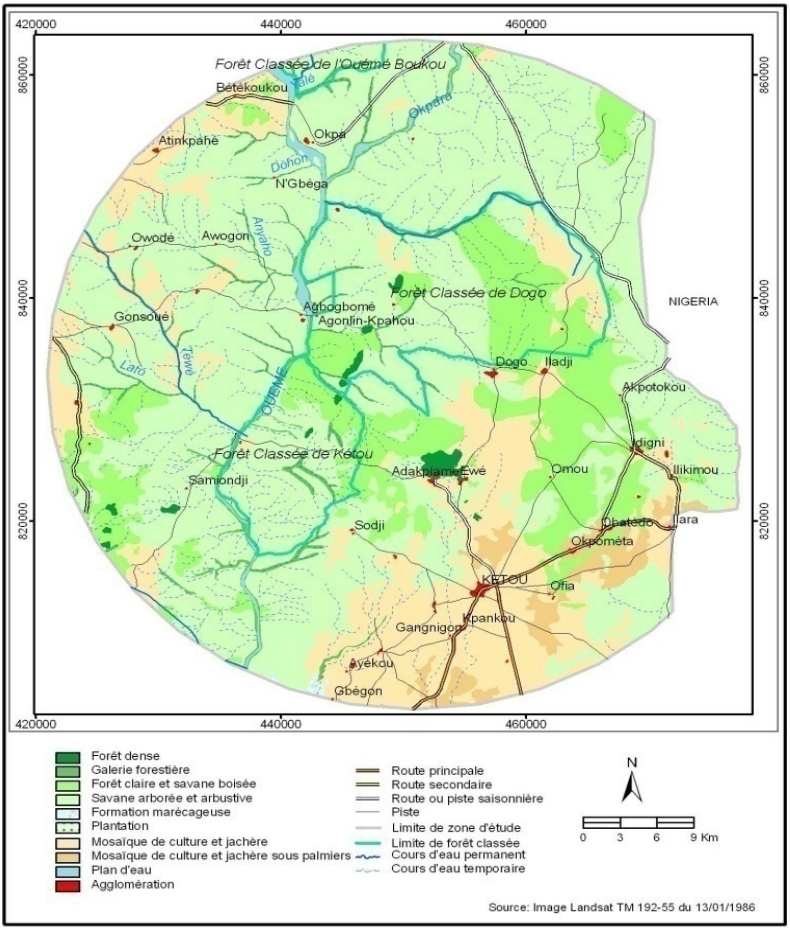


Tableau 8.3 a. Dynamique des occupations de sol de 1974-1986 dans la grappe de Kétou

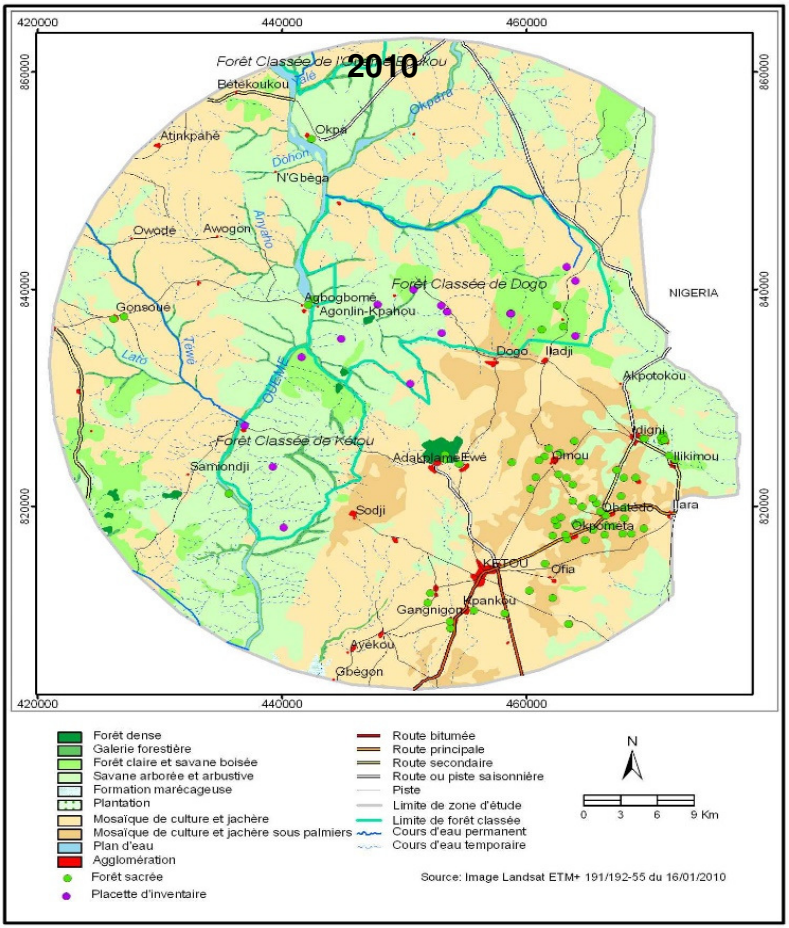


Tableau 8.3 b. Dynamique des occupations de sol de 2010 dans la grappe de Kétou

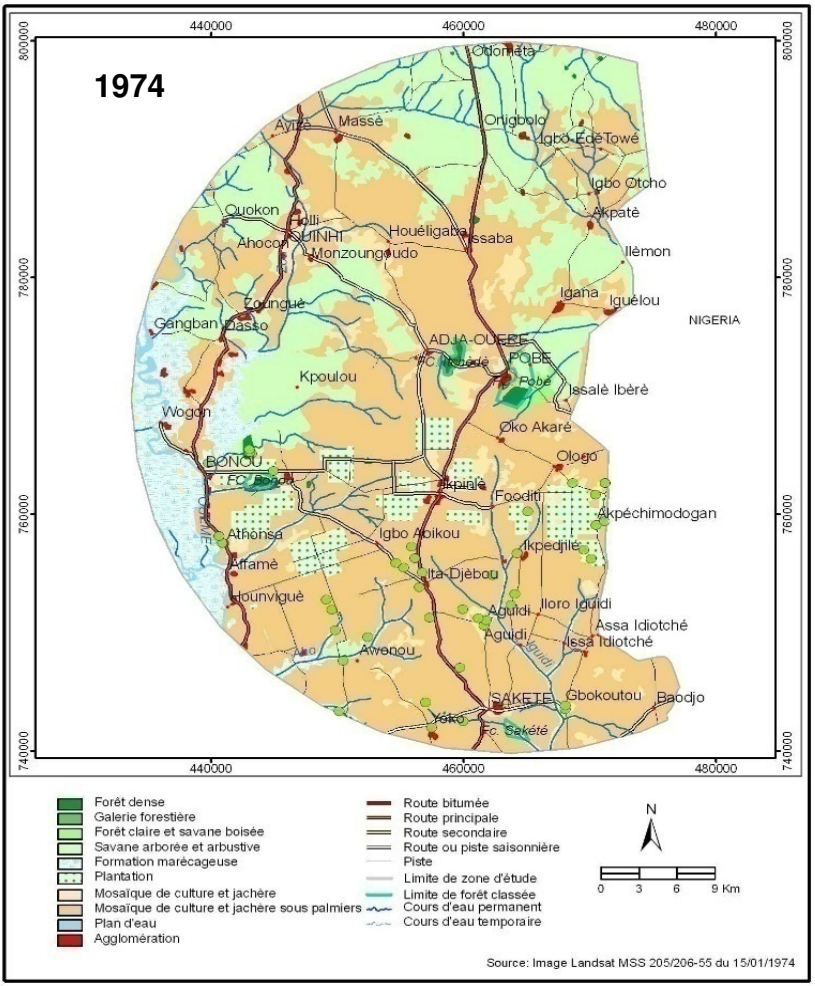
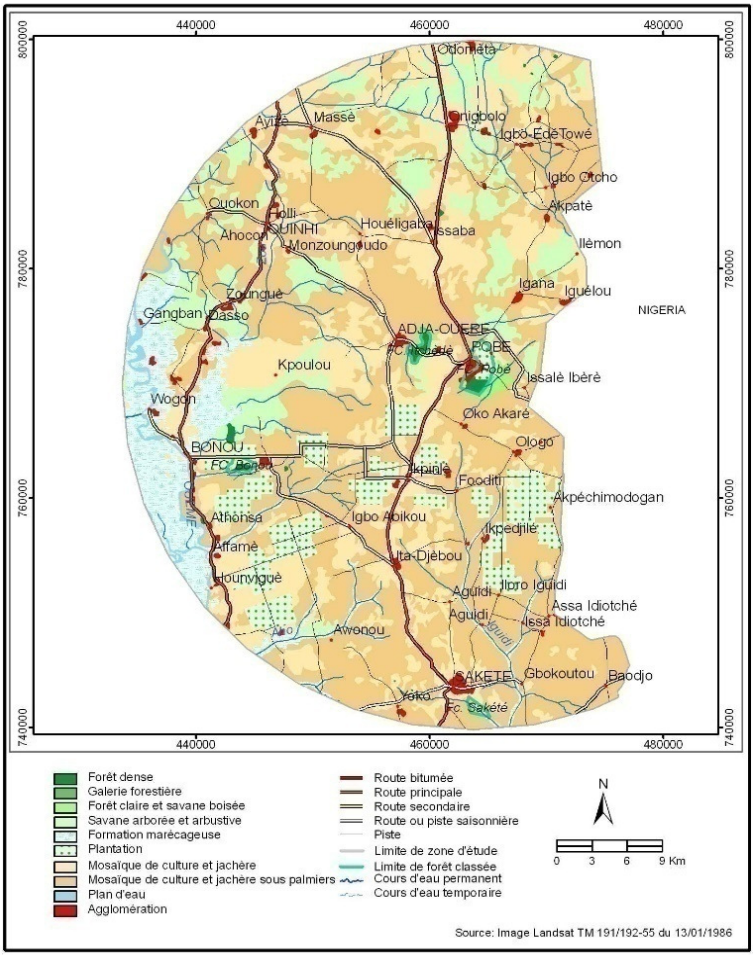


Tableau 8.4 a. Dynamique des occupations de sol de 1974-1986 dans la grappe de Pobè


440000
460000
480000
800000
780000
760000
740000
Odomèta
Ayizè
Massè
Onigbolo
Igbo-EdèTowé
Igbo Otcho
Akpatè
Quokon
Holli
QUINHI
Ahocon
Houéligaba
Issaba
Monzoungoudo
Ilèmon
Igana
Iguélou
Zounguè
Gangban
Dasso
NIGERIA
ADJA-OUERE
POBE
Kpoulou
Issalè Ibèrè
Wogon
Oko Akaré
Ologo
BONOU
Ikpinlè
Fooditi
Akpéchimodogan
Athonsa
Igbo Abikou
Ikpedjilè
Affamè
Uta-Djèbou
Hounviguè
Aguidi
Ilpro Iguidi
Assa Idiotché
Issa Idiotché
Awonou
SAKETE
Gbokoutou
Baodjo
Yoko
Forêt dense
Galerie forestière
Forêt claire et savane boisée
Savane arborée et arbustive
Formation marécageuse
Plantation
Mosaïque de culture et jachère
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers
Plan d'eau
Agglomération
Route bitumée
Route principale
Route secondaire
Route ou piste saisonnière
Piste
Limite de zone d'étude
Limite de forêt classée
Cours d'eau permanent
Cours d'eau temporaire
N
0 3 6 9 Km
Source: Image Landsat TM 191/192-55 du 13/01/1986

2010

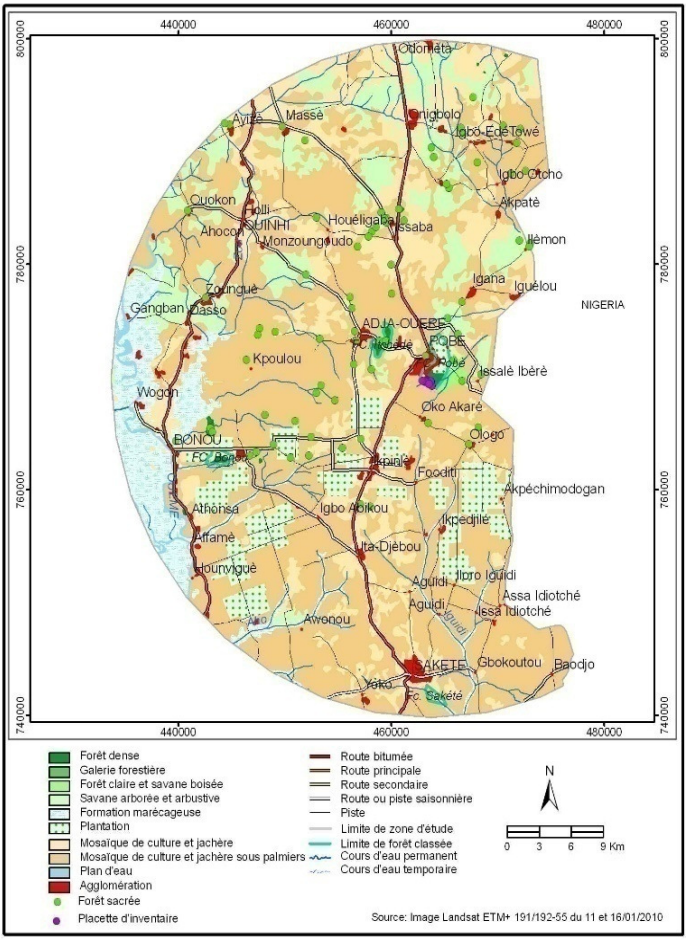


Tableau 8.4 b. Dynamique des occupations de sol 2010 dans la grappe de Pobè

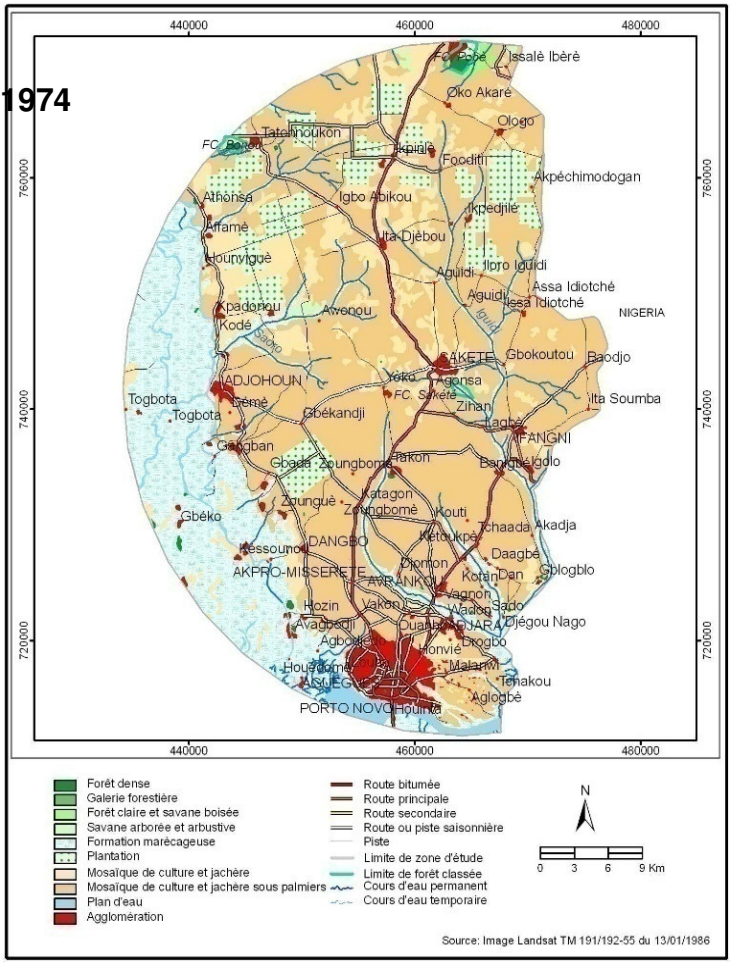
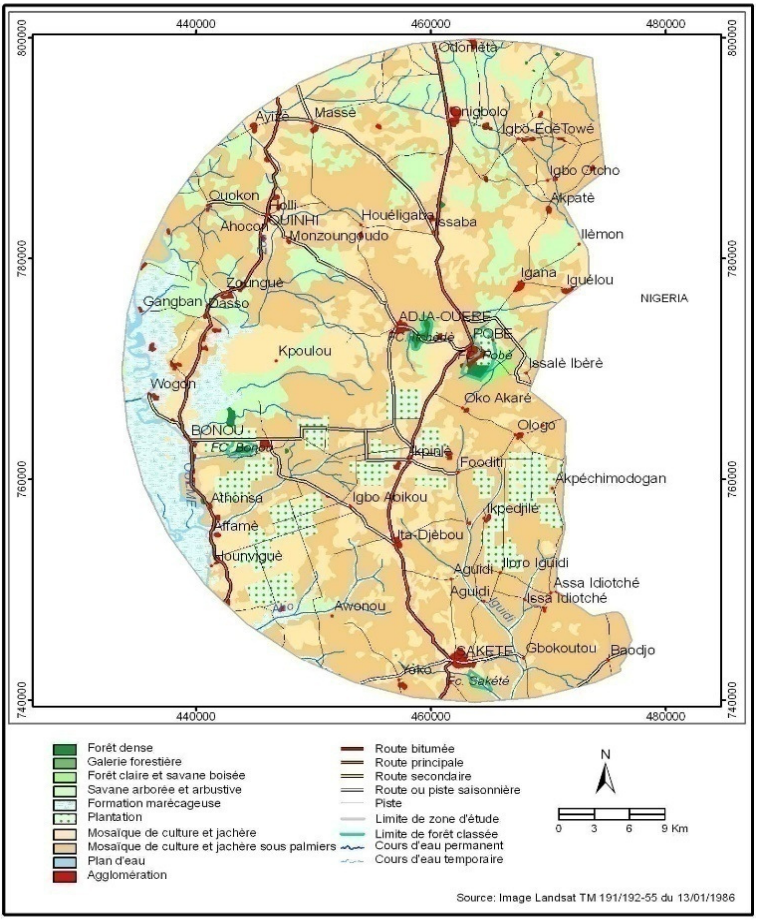


Tableau 8.5 a. Dynamique des occupations de sol de 1974-1986 dans la grappe de Sakété


440000
460000
480000
800000
780000
760000
740000
Odomèta
Ayizè
Massè
Onigbolo
Igbo-EdèTowé
Igbo Otcho
Akpatè
Ouokon
Holli
Houéligaba
Issaba
Ahocon
OUINHI
Monzoungoudo
Ilèmon
Igana
Iguélou
Zounguè
Gangban
Dasso
NIGERIA
ADJA-OUERE
FC Akpédé
POBE
FC Pobè
Kpoulou
Issalè Ibèrè
Wogon
Oko Akaré
Ologo
BONOU
FC Bonou
Ikpinlè
Fooditi
Akpéchimodogan
Athonsa
Igbo Abikou
Ikpedjilé
Affamè
Uta-Djèbou
Hounviguè
Aguidi
Ipro Iguidi
Assa Idiotché
Aguidi
Issa Idiotché
Awonou
SAKETE
Gbokoutou
Baodjo
Yoko
Fc. Sakété
Forêt dense
Galerie forestière
Forêt claire et savane boisée
Savane arborée et arbustive
Formation marécageuse
Plantation
Mosaïque de culture et jachère
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers
Plan d'eau
Agglomération
Route bitumée
Route principale
Route secondaire
Route ou piste saisonnière
Piste
Limite de zone d'étude
Limite de forêt classée
Cours d'eau permanent
Cours d'eau temporaire
N
0 3 6 9 Km
Source: Image Landsat TM 191/192-55 du 13/01/1986

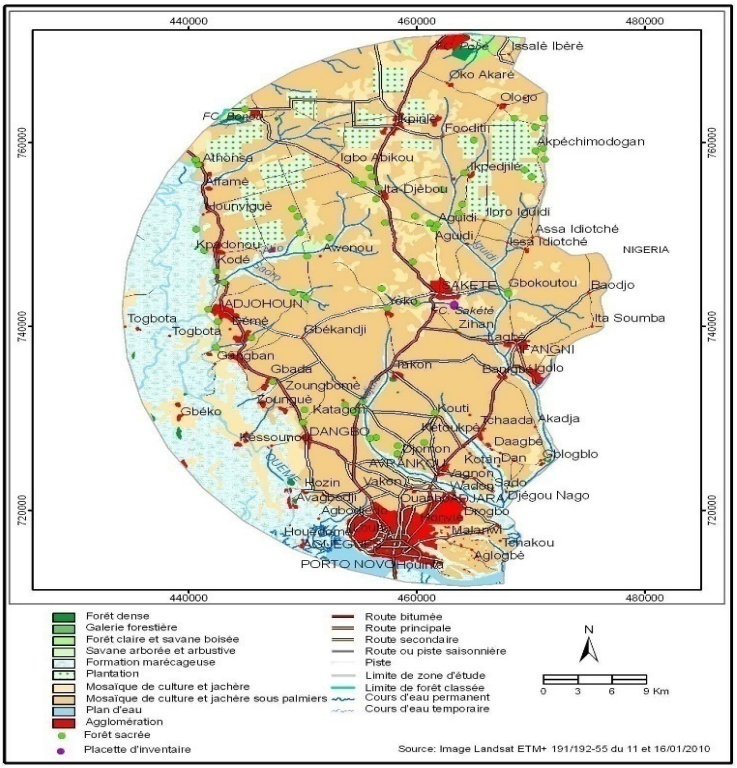


Tableau 8.5 b. Dynamique des occupations de sol de 2010 dans la grappe de Sakété

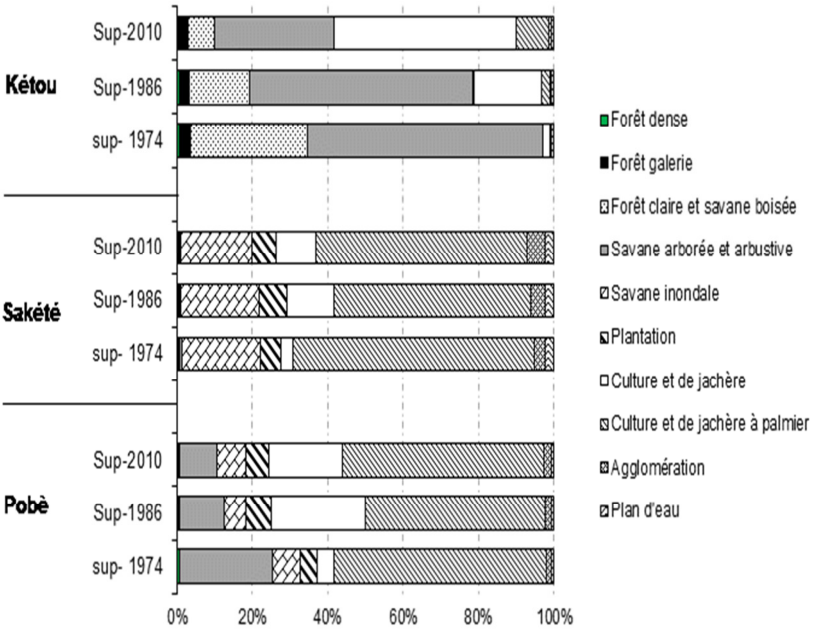


Tableau 8.6. Dynamique des occupations du solde 1974 à 2010

8.4.3. Probabilité de changement des occupations des sols dans les périodes de 1974 à 2010

Durant la période de 1974-1986, les forêts claires et savanes boisées, les plantations et les mosaïques de cultures et jachères sous palmiers sont restées sans modifications majeures (100 % chacun). Les forêts denses dont les forêts sacrées et formations marécageuses, ont plus persisté (98 % chacun) que les savanes arborées et arbustives et les mosaïques de cultures et jachères (95 % chacun). La plupart des mosaïques de cultures et jachères ont été converties en formations marécageuses (4 %). Seul 1 % de mosaïques de cultures et jachères a été converti en savanes arborées et arbustives. 1% des savanes arborées et arbustives a été transformé en mosaïques de cultures et jachères sous palmiers. Environ 3 % des types de savanes et 2 % des forêts denses dont les forêts sacrées ont été transformés en des formations marécageuses. Cependant il a été

observé que 2 % des formations marécageuses ont été à leur tour, converties en champs de cultures et jachères.

Considérant la période de 1986-2010, les conversions ont été très peu remarquées. Toutefois 2 % des forêts denses (y compris les forêts sacrées) et des mosaïques de cultures et jachères ont été respectivement convertis en forêts claires et savanes boisées et en mosaïques de culture et jachères sous palmiers. 1% de forêts claires et savanes boisées et 1% des types de savanes ont été respectivement transformés en savanes arborée et arbustive et en mosaïques de culture et jachères. Les plantations et les mosaïques de cultures et jachères sous palmiers ont été relativement sans modification.

Dans la période de 1974-2010, la forte persistance a été obtenue dans les forêts claires et savanes boisées (100 %), les plantations (100 %), les mosaïques de culture et jachères sous palmiers (100 %), les forêts denses (99 %) et les mosaïques de cultures et jachères (99 %). Le couvert des formations marécageuses a été converti en mosaïques de culture et jachères (2 %) et en mosaïques de culture et jachères sous palmiers (1 %). Les savanes arborées et arbustives ont été transformées en formations marécageuses (1 %) et en mosaïques de cultures et jachères (1 %). Les forêts denses ont été transformées en formations marécageuses (1 %). Au total 1% des champs de cultures et jachères a été convertis en savanes arborées et arbustives.

Dans la grappe de Pobè pendant la période de 1974-1986 (tableau 8.3 et tableau 8.5 en annexe), la forte persistance a été obtenue dans les forêts claires et savanes boisées (99 %), les formations marécageuses (100 %), les plantations (100 %) et les mosaïques de cultures et jachères (99 %). Les forêts denses (y compris les forêts sacrées), les savanes arborées et arbustives ont été transformées en mosaïques de cultures et jachères (0,02 %) et en mosaïques de cultures et jachères sous palmiers (0,01 %). De même, les forêts claires et savanes boisées ont été converties respectivement en mosaïques de cultures et jachères sous palmiers (0,01%) et en mosaïques de cultures et jachères (0,02 %).

Les conversions ont été très peu remarquées au cours de la période de 1986-2010. Toutefois 1% des savanes arborée et arbustive et 1% des mosaïques de

culture et jachères ont été converties en mosaïques de cultures et jachères sous palmiers. Parmi toutes les classes d'occupation de sol, seulement la savane arborée et arbustive et la mosaïque de cultures et jachères ont subi une conversion. Elles ont cependant montré une persistance de 99%. Le couvert des forêts denses (y compris les forêts sacrées) a été converti (1%) en plantations, savanes et en mosaïques de cultures et jachères sous palmiers.

Dans la période de 1974-2010, on note une forte persistance des forêts claires et savanes boisées (100 %), les formations marécageuses (100 %), les plantations (100 %) et les mosaïques de cultures et jachères (100 %). Les proportions de conversion ont été très faibles (0,01 %).

Dans la grappe de Sakété durant la période de 1974-1986, (tableau 8 .6 &8.7 en annexe) les forêts claires et savanes boisées (100 %), les plantations (100 %), les formations marécageuses (99 %) et les mosaïques de cultures et jachères (99 %) ont montré de fortes persistances. 1 % des mosaïques de cultures et jachères, 1 % des forêts denses (y compris les forêts sacrées), des savanes arborées et arbustives et 1 % de formations marécageuses ont été convertis respectivement en mosaïques de cultures et jachères sous palmiers, en forêts claires et savanes boisées, en plantations et en mosaïques de cultures et jachères.

Considérant la période de 1986-2010, les forêts denses y compris les forêts sacrées (100 %), les forêts claires et savanes boisées (100 %), les savanes arborées et arbustives (100 %) les formations marécageuses (100 %), les plantations (99 %) et les mosaïques de cultures et jachères (99 %) ont présenté une forte persistance. Un total de 0,02 % des forêts denses, 0,01 % des formations marécageuses et 0,01 % des plantations ont été respectivement converties en forêts claires et savanes boisées, en mosaïques de cultures et jachères et en en mosaïques de cultures et jachères sous palmiers.

Dans la période de 1974-2010, la forte persistance a été obtenue pratiquement dans toutes les classes d'occupation de sol. Cependant, 1 % des forêts galeries a été converti en formations marécageuses et 1 % des savanes arborées et arbustives en mosaïques de cultures et jachères sous palmiers.

Tableau 8. 2. Matrice de transition de l'utilisation /d'occupation des sols des périodes observées (1974-1986-2010) de la grappe de Kétou

Occupations du sol	FD	FC et SB	SA et Sa	FM	Pl	MC	MC et JP	Total
			1974-2010					
Forêt dense	971,33	0,02	274,95	397,77	0	209,55	0,52	1867,26
Forêt claire et savane boisée	5,66	5963,36	0,4	400,95	0	712,46	6,72	7096,72
Savane arborée et arbustive	0,72	482,93	15497,12	17854,07	0	32933,88	12988,02	80048,68
Formation marécageuse	0,45	20,35	1750,75	62567,65	0	86348,97	8904,55	160173,58
Plantation	0	0	0	0	273,35	0	0	273,35
Mosaïque de culture et jachère	0	0,01	614,53	285,84	0	3785,24	0,37	4915,37
Mosaïque de culture et jachère sous Palmiers	0	0	0	0	0	0	262,14	306,82
			1974-1986					
Forêt dense	1383,41	0,02	45,88	350,64	0	87,94	0	1867,89
Forêt claire et savane boisée	0,02	6721,94	0,41	160,18	0	200,21	6,72	7096,64
Savane arborée et arbustive	0,73	482,93	35521,29	31773,36	0	8624,73	3282,72	79977,64
Formation marécageuse	1,09	20,42	4744,29	117540,28	0	35207,81	2315,55	160151,78
Plantation	0	0	0	0	273,35	0	0	273,35
Mosaïque de culture et jachère	0	0,01	616,28	2308,27	0	1939,49	0,3	4914,89
Mosaïque de culture et jachère sous Palmiers	0	0	0	0	0	0	306,82	306,82
			1986-2010					
Forêt dense	971,	0,02	274,9	35,43	0	89,22	0,52	1384,59

	33		5					
Forêt claire et savane boisée	5,66	6445,53	0,4	261,39	0	512,37	0	7232,5
Savane arborée et arbustive	0,72	0,41	17847,81	3330,21	0	8895,25	10855,56	40930
Formation marécageuse	0	20,64	14,53	76195,99	0	72563,18	3379,3	152268,52
Plantation	0	0	0	0	273,35	0	0	273,35
Mosaïque de culture et jachère	0,45	0,03	1,73	1670,25	0	41946,45	2081,06	46083,35
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	0	0	0	20,93	0	1,46	5849,65	5916,73

Légende : FD, forêt dense ; FC, forêt Claire; SB, savane boisée; SA, savane arborée ; Sa, savane arbustuve ; FM, formation marécageuse ; Pl, plantation ; MC, mosaïque de cultures ; JP, jachère sous plamier.

Tableau 8. 3. Matrice de transition de l'utilisation /d'occupation de sol des périodes observées (1974-1986-2010) de la grappe de Pobè

Occupations du sol	FD	FC et SB	SA et Sa	FM	Pl	MC	MC et JP	Total
			1974-/2010					
Forêt dense	777,9	0,03	0	0	154,74	36,97	127,22	1100
Forêt claire et savane boisée	0,03	432,27	0	0	0	0	63,07	495,37
Savane arborée et arbustive	1,19	0	19587,9	15,05	529,9	12326,36	14944,77	4764649
Formation marécageuse	0,45	0	7,75	14042,92	0	14,06	378,12	14446,25
Plantation	0	0	0	0,08	8645,8	84,91	7,4	8741,54
Mosaïque de culture et jachère	1,45	0	1,07	1,05	82,82	8107,01	593,85	9048,45
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	6,57	0,03	174,76	360,07	3037,14	17212,76	87842,05	109971,16
			1974-1986					

Forêt dense	774,02	0,03	45,59	0	158,62	56,54	62,02	1099,96
Forêt claire et savane boisée	0,03	432,27	0	0	0	0	63,07	495,37
Savane arborée et arbustive	1,19	0	22451,27	15,05	529,9	14565,04	9953,54	47757,27
Formation marécageuse	0,45	0	10,79	14035,04	0	18,97	378,34	14446,55
Plantation	0	0	0,05	0,08	8645,8	87,29	6,94	8741,14
Mosaïque de culture et jachère	1,45	0	1,07	1,05	82,82	8703,62	4,64	9045,11
			1986-2010					
Forêt Dense	777,96	0,03	0,21	0,45	4,24	0,43	0,66	784,57
Forêt claire et savane boisée	0,03	432,27		0		0	0,03	432,33
Savane arborée et arbustive	0,21	0	19587,9	10,79	1,82	63,85	3072,58	22737,53
Formation marécageuse	0,45	0	7,75	14032,94	0,08	14,13	371,39	14429,71
Plantation	8,11	0	1,76	0,08	12353,73	88,44	8,88	12464,4
Mosaïque de culture et jachère	1,01	0	101,27	19,05	91,01	37585,47	10322,95	48587,16
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	0,04	0,03	121,08	369,84	8,28	26,3	90028,03	91168,24

Légende : FD, forêt dense ; FC, forêt Claire; SB, savane boisée; SA, savane arborée ; Sa, savane arbustuve ; FM, formation marécageuse ; Pl, plantation ; MC, mosaïque de cultures ; JP, jachère sous plamier.

Tableau 8. 4. Matrice de transition de l'utilisation /d'occupation de sol des périodes observées (1974-1986-2010) de la grappe de Sakété

Occupations du sol	FD	FC et SB	SA et Sa	FM	Pl	MC	MC et JP	Occupations du sol	Total général
				1974-2010					
Forêt dense	570,23	0	0,03	0	34,6	154,69	40,15	73,2	877,15
Forêt galerie	0	2,36	0	0	2,36	0	0	0	4,73

Forêt claire et savane boisée	0,03	0	403,14	0	0	0	0	20,02	423,2
Savane arborée et arbustive	0	0	0	502,64	0	132,55	0,71	248,37	884,28
Formation marécageuse	17,92	2,36	0	0	45665,42	0	3509,41	1,39	49224,93
Plantation	0	0	0	0	0,08	8258,15	84,91	1790,39	10136,88
Mosaïque de culture et jachère	62,01	0	0	0	0,59	82,82	5219,25	342,5	5884,49
Mosaïque de culture et jachère sous Palmiers	13,3	0	0,03	0,01	2,68	3036,8	105841	100938,75	118299,83
1974-1986									
Forêt dense	566,36	0	0,03	0	34,6	158,56	41,12	72,23	877,15
Forêt galerie	0	2,36	0	0	2,36	0	0	0	4,73
Forêt claire et savane boisée	0,03	0	403,14	0	0	0	0	20,02	423,2
Savane arborée et arbustive	0	0	0	566,35	0	132,55	0,71	184,66	884,28
Formation marécageuse	2,7	2,36	0	0	56013,85	0	0,65	0,95	56048,95
Plantation	0	0	0	0	0,08	10041,46	87,29	6,68	10136,48
Mosaïque de culture et jachère	62,01	0	0	0	0,59	82,82	5560,98	0,78	5884,49
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	13,3	0	0.03	0,01	3,18	3036,8	174081	95586,78	118136,12
1986-2010									
Forêt dense	639,76	0	0,03	0	0,46	4,24	0,17	0,04	645,29
Forêt galerie	0	2,36	0	0	2,36	0	0	0	4,73
Forêt claire et savane boisée	0,03	0	403,14	0	0	0	0	0,03	403,2
Savane arborée et arbustive	0	0	0	502,64	0	0	0	63,72	566,36
Formation marécageuse	15,67	2,36	0	0	35116,59	0,08	3509,49	2,33	38674,95

Plantation	8,1 1	0	0	0	0,08	11568 ,73	84,91	1790,5 9	13455 ,77
Mosaïque de culture et jachère	0,1 7	0	0	0	0,73	87,49	1584 3,27	6253,3 6	23309 ,14
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	0,0 4	0	0,03	0,01	1,4	6,69	2,75	95306, 73	96289 ,62

Légende : FD, forêt dense ; FC, forêt Claire; SB, savane boisée; SA, savane arborée ; Sa, savane arbustuve ; FM, formation marécageuse ; Pl, plantation ; MC, mosaïque de cultures ; JP, jachère sous plamier.

8.4.4. Taux de déforestation

Le tableau 8.8 présente les taux de déforestation pour les forêts et les savanes par grappe pour les trois périodes d'étude. Pour toute la période d'étude (1974 à 2010), les taux de déforestation les plus élevés ont été obtenus dans la grappe de Kétou (-1,87%/an à -3,46%/an) et les plus faibles ont été obtenues dans celle de Sakété (-0,29%/an à -0,55%/an). En général, les taux de déforestation ont été plus élevés dans la période de 1974 à 1986 (-4,77 %/an) et relativement faible dans la période de 1986 à 2010 (-0,06%/an) dans la grappe de Pobè. Dans cette grappe, ce sont les savanes qui ont le plus régressé (-1,66%/an contre -0,74 %/an) pour l'ensemble de la période d'étude et plus particulièrement dans la période de 1974 à 1986. Contrairement à la grappe de Pobè, dans la grappe de Sakété, le taux de déforestation a été plus élevé dans la période de 1986 à 2010 (-0,39%/an) que dans la période de 1974 à 1986 (-0,11%/an). Dans cette grappe ce sont les forêts qui avaient les taux de déforestation les plus élevés (-0,55%/an contre -0,29%/an). Pour l'ensemble de la période d'étude et plus particulièrement pour la période de 1974 à 1986 (Tableau 8.8). Dans la grappe de Kétou, les taux de déforestation sont les plus élevés dans la période de 1986 à 2010 excepté les forêts qui ont connu le taux de déforestation le plus élevé dans la période de 1974 à 1986. Comme dans la grappe de Sakété, ce sont les forêts qui ont les taux de régression les plus élevés. Pour les trois grappes, il ressort que les forêts ont connus les taux de dégradation les plus élevés dans la période de 1974 à 1986 (Tableau 8.5), alors que pour les savanes, c'est dans la période de 1986 à 2010 exceptée la grappe de Pobè où le taux de dégradation

était plus élevé dans la période de 1974 à 1986. Les mêmes tendences sont observées dans le cas des forêts sacrées au cours de la période de 1974 à 1986 et la grappe de Sakété a enregistré le taux de dégradation le plus élevé (1,29)

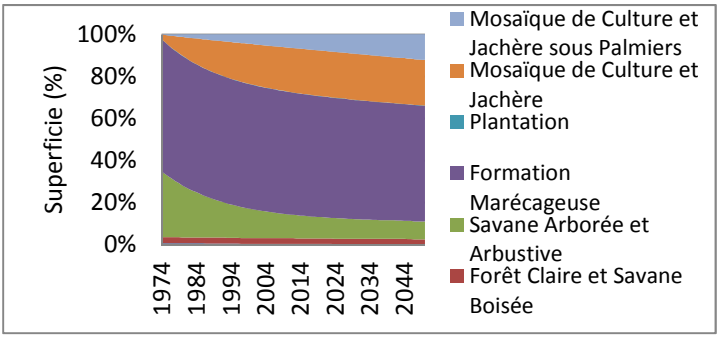
Tableau 8. 5. Taux de déforestation (%) suivant le type d'occupation de sol considéré

Grappe et période	**Pobè**			**Sakété**			**Kétou**		
	1974 -1986	1986 - 2010	1974 - 2010	1974 - 1986	1986 - 2010	1974 - 2010	1974 - 1986	1986 - 2010	1974 - 2010
Forêts et Savanes	-4,77	-0,06	-1,63	-0,11	-0,39	-0,30	-1,76	-2,63	-2,34
Forêts	-2,12	-0,05	-0,74	-1,79	0,07	-0,55	-4,88	-2,75	-3,46
Forêts sacrées	-0,85	-0,05	-0,32	-1,29	0,03	-0,41	-0,15	-0,11	-0,12
Savanes	-4,85	-0,06	-1,66	-0,06	-0,40	-0,29	-0,43	-2,60	-1,87

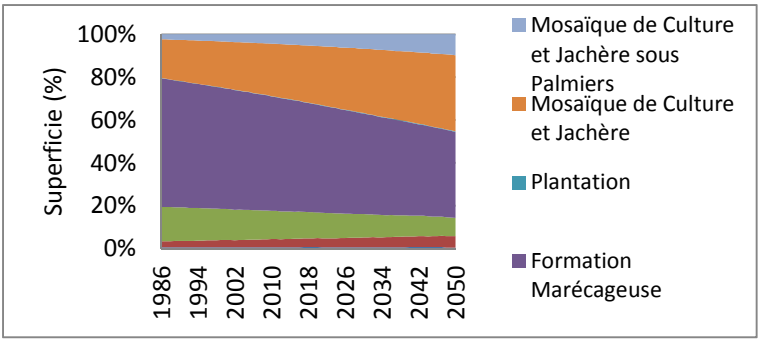
8.4.5. Scénarii futurs

L'occupation future des sols dans la grappe de Kétou changerait selon la dynamique considérée (1974-1986 ; 1986-2010 et 1974-2010). L'évolution historique estimée (1974-2010) et celle future (2010-2050) de chaque classe d'utilisation des sols est présentée sur la figure 8.7. On retient qu'avec les trois périodes considérées, le couvert des savanes arborées et arbustives, des formations marécageuses et des forêts claires (y compris les forêts sacrées) et des savanes boisées diminuerait tandis que celui des champs en cultures et jachères augmenterait. En considérant la dynamique obtenue pour la première période (1974-1986), les savanes arborée et arbustive perdraient 21 % de leur couvert initial (1974) d'ici 2050. De même les forêts claires (y compris les forêts sacrées) et savanes boisées diminueraient de 1 %. Cependant, les mosaïques de cultures et jachères augmenteraient de 12 % et les mosaïques de cultures et jachères sous palmiers de 12 %. En considérant la dynamique enregistrée pour la deuxième période (1986-2010), les savanes arborée et arbustive et les formations marécageuses perdraient respectivement 6 % et 25 % de leurs proportions respectives en 1986. A l'inverse, les forêts claires (y compris les forêts sacrées) et savanes boisées, les mosaïques de cultures et

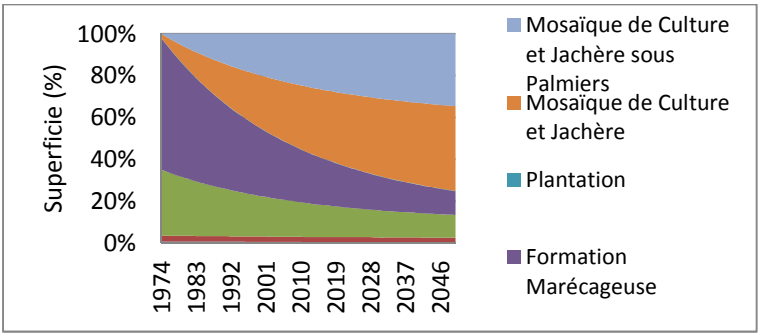
jachères et les mosaïques de cultures et jachères sous palmiers augmenteraient respectivement de 2 %, 17 % et 8 %. Les savanes arborées et arbustives et les formations marécageuses perdraient respectivement 19 % et 50 % tandis que les mosaïques de cultures et jachères augmenterait de 29 % et les mosaïques de cultures et les jachères sous palmiers de 34 % à l'horizon 2050 au regard de la tendance enregistrée pour la période (1974-2010).



a



b

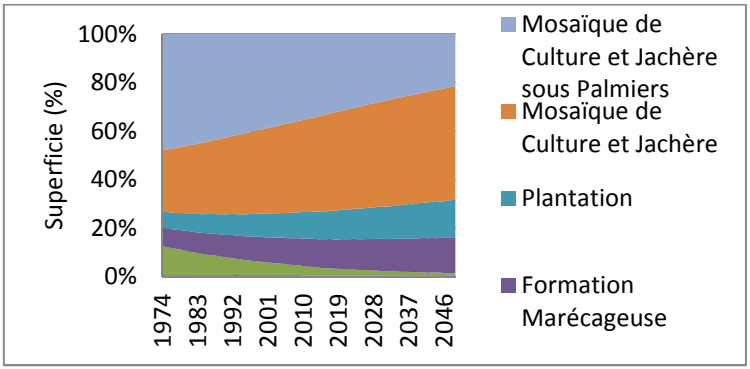


c

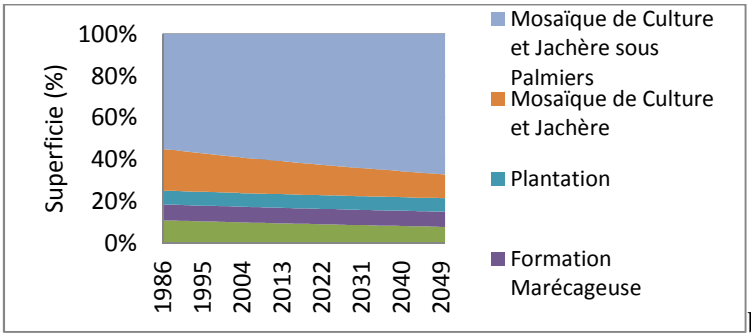
Figure 8. 3. Simulation de l'évolution des classes d'occupation des terres sous trois (3) scénarii futurs :(a) la dynamique observée pendant la période de 1974-1986; (b): la dynamique observée pendant la période de 1986-2010 et (c): la dynamique observée pendant toute la période (1974-2010).

L'occupation future des terres dans la grappe de Pobè changerait aussi selon la dynamique considérée de (1974-1986 ; 1986-2010 et 1974-2010). L'évolution estimée (1974-2010) et celle future (2010-2050) de chaque classe d'occupation de terre est présentée sur la figure 8.8. Au total, avec les trois périodes considérées, les savanes arborées et arbustives régresseraient, les forêts denses et les forêts claires (y compris les forêts sacrées) et savanes boisées n'existeraient pratiquement plus tandis que les mosaïques de cultures et jachères, les mosaïques de cultures et jachères sous palmiers, les formations marécageuses et les plantations augmenteraient principalement. En considérant la dynamique obtenue pour la période de (1974-1986), les savanes arborées et arbustives perdraient 12 % de leur couverture initial (1974) d'ici 2050. Les forêts denses et les forêts claires (y compris les forêts sacrées) et savanes boisées disparaitraient complètement à Pobè. Cependant, les mosaïques de cultures et jachères augmenteraient de 19 %, les plantations de 7 % et les formations marécageuses de 7 %. En considérant la dynamique enregistrée pour la deuxième période (1986-2010), les savanes arborées et arbustives et les

mosaïques de cultures et jachères perdraient respectivement 2 % et 7 % de leur proportion en 1986, alors que les mosaïques de cultures et jachères sous palmiers augmenteraient de 11 % de proportion initiale. Les savanes arborées et arbustives perdraient 15 % tandis que les formations marécageuses augmenteraient de 6 %, les mosaïques de cultures et jachères de 1 %, les plantations de 2 %, et les mosaïques de cultures et jachères sous palmiers de 2 % à l'horizon 2050 tout en considérant la tendance enregistrée pour la période (1974-2010).



a



b

c

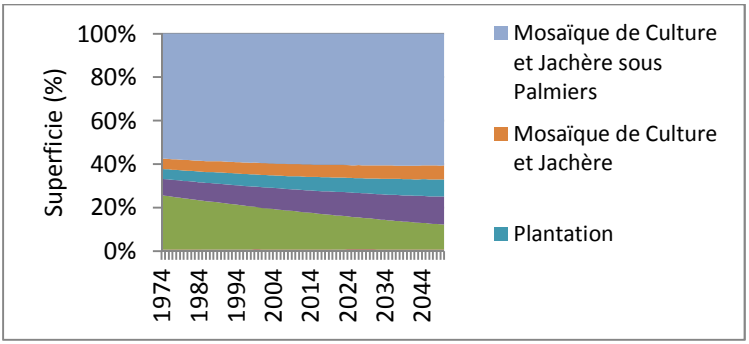
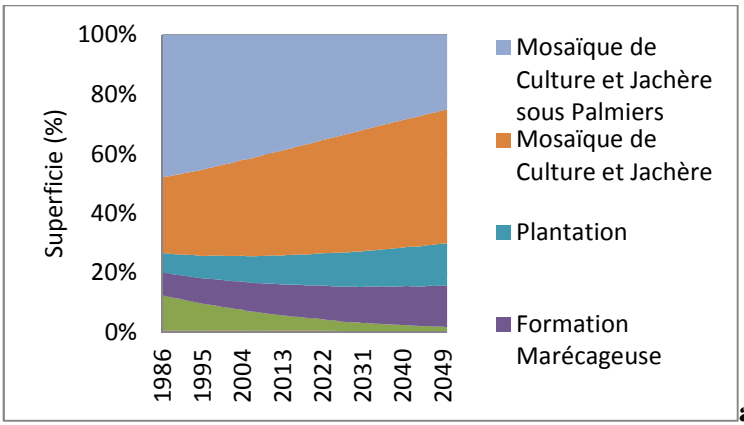


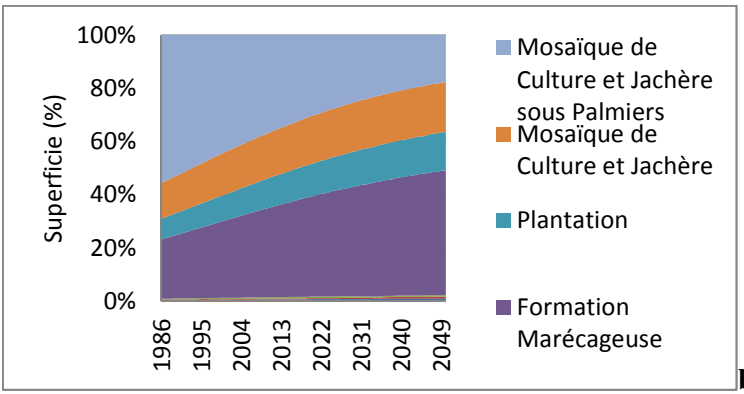
Figure 8. 4. Simulation de l'évolution des classes d'occupation des terres sous trois (3) scénarii futurs: (b): la dynamique observée pendant la période de 1986-2010 et (c): la dynamique observée pendant toute la période (1974-2010).

Dans la grappe de Sakété, l'occupation future des sols changerait également selon la dynamique considérée. L'évolution de (1975-2010) estimée et celle future de (2010-2050) de chaque catégorie de la dynamique d'occupation de terre est montrée sur la figure 8.9 Principalement avec les trois périodes considérées, le couvert des formations forestières régresserait tandis que celui des formations anthropisées et des formations marécageuses augmenteraient. En considérant la dynamique obtenue pour la période de (1974-1986), les savanes arborées et arbustives perdraient 13 % de leur proportion initiale (1974) d'ici 2050 et les mosaïques de cultures et jachères sous palmiers de 22 %. Les forêts denses et les forêts claires (y compris les forêts sacrées) et savanes boisées perdraient complètement leur existence à Sakété comme c'est le cas à Pobè. Cependant, les mosaïques de cultures et jachères augmenteraient de 17 %, les formations marécageuses de 9 %, et les plantations de 8 %.En considérant la dynamique enregistrée pour la période de (1986-2010), les mosaïques de cultures et jachères sous palmiers perdraient 24 % de leur proportion initiale de 1986 alors que les plantations augmenteraient de 10 %, les formations marécageuses de 22,5 % et les mosaïques de cultures et jachères de 2 % sur leur proportion initiale. Les savanes arborées et arbustives et les formations

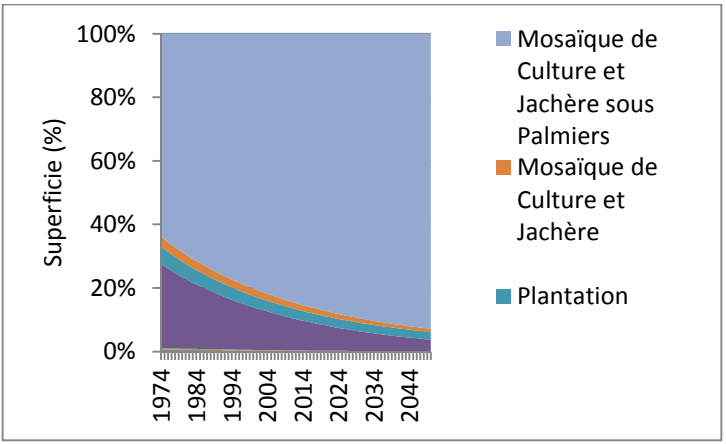
forestières (forêts denses, forêts claires, forêts sacrées et savanes boisées) gagneraient respectivement sur leur couverture en 2010 mais de très faibles proportions. Cependant les savanes arborées et arbustives et les formations forestières n'existeraient pratiquement plus à l'horizon de 2050. Les formations marécageuses, les mosaïques de cultures et jachères et les plantations perdraient respectivement 26,5 %, 1 % et 0,7 % de leur proportion à l'horizon 2050. Quant aux mosaïques de cultures et jachères sous palmier, elles augmenteraient de 28% à l'horizon 2050 en considérant la tendance enregistrée pour la période (1974-2010).



a



b



c

Figure 8. 5. Simulation de l'évolution des classes d'occupation des terres sous trois (3) scénarii futurs: (a) la dynamique observée pendant la période de 1974-1986; (b): la dynamique observée pendant la période de 1986-2010 et (c): la dynamique observée pendant toute la période (1974-2010).

8.5. Discussion

La catégorisation des forêts sacrées suivant le critère de taille conformément à la définition d'une forêt selon la FAO (2010) a permis de confirmer que la majorité de celles-ci est de petite taille. Cette situation a compliqué le suivi de leur dynamique spatiale et donc de leur prédiction. Pour contourner cette difficulté, nous avons réalisé la carte d'occupation de la zone d'étude (grappe) à partir de trois scènes d'image satellite Landsat des années 1974 (Landsat Multi-Spectral Scanner), 1986 (Landsat Thematic Mapper) et 2010 (Landsat Enhance Thematic Mapper plus).

Les résultats de l'analyse des images Landsat, bien que de résolution faible (30 m), ont permis de dégager la tendance générale de la dynamique de l'occupation des sols de la zone d'étude. La transformation des forêts (forêts denses, forêts claires, forêts sacrées et savane boisée) en savane dégradée est le principal changement observé dans la zone d'étude. La conversion du couvert forestier (forêt dense, forêts sacrées, forêt galerie, forêt claire et savane boisée)

est plus remarquée dans la grappe de Kétou notamment dans la période 1974 - 1986. Les savanes arborées et arbustives ont régressé en superficies entre les trois périodes, tandis que les formations marécageuses ont connu un accroissement de leurs superficies. Ces résultats sont en adéquation avec les tendances de dégradation des formations forestières observées par Tchibozo (2014) dans la forêt classée de Dogo-Kétou. Les pratiques de production des cultures vivrières (maïs, manioc et igname) et de cultures de rente (coton et palmier à huile) sont présumées être à l'origine de ces changements. En effet la pratique culturale extensive dominante dans la grappe de Kétou, est la défriche-brûlis. La culture d'igname qui compétit avec le manioc pour la première place en termes de valeur de production la plus élevée est pionnière du défrichement dans les zones de forêts et de savanes (Floquet *et al*., 2011 ; Maliki, 2006). La culture d'igname, à cause de son exigence en fertilité est pratiquée sur les terres en friche, des terres boisées. Elle apparait une fois dans la succession culturale sur le même champ conduisant à une agriculture itinérante sur brulis. De plus, au cours des années 90, on a observé une expansion rapide des superficies cultivées en coton à cause de l'amélioration de la compétitivité du marché du coton béninois consécutive à la dévaluation du franc CFA. Les superficies mises en cultures se sont accrues, mais sont généralement abandonnées en jachère ou mises en plantations de palmier, après quelques années d'exploitation. Chaque année les mosaïques de cultures-jachères et des jachères sous palmiers augmentent de superficies au profit de cette pratique. Ceci explique la forte persistance des mosaïques de cultures et jachères dans la grappe de Kétou. Les forêts denses sont régulièrement transformées au profit des forêts claires et des formations marécageuses expliquant ainsi le régulier empietement de superficie des forêts sacrées constaté dans cette zone. Ainsi les terres agricoles persistent et augmentent chaque année au détriment des forêts denses, des forêts claires, des forêts sacrées, des savanes boisées et des savanes arborées et arbustives. La proportion de reconstitution ou de progression de formations forestières est faible. (4 % des mosaïques de culture et jachères converties en formations marécageuses et 1 % de mosaïques de cultures et jachères converti en savanes arborées et arbustives). Il en résulte un bilan global

de changement négatif entre les zones de progression et celles de régression de la couverture ligneuse, comme déjà constaté par Andrieu (2010). Le taux de déforestation élevés dans la période de 1986 à 2010 en est la preuve. Toutefois on remarque que le taux de déforestation des zones de forêts denses a été plus élevé dans la période de 1974 à 1986 qui correspondait à la période de percée de la filière coton au Bénin. Ces résultats corroborent ceux obtenus par Houessou *et al*. (2013) qui révèlent un changement dans l'occupation des zones de forêts de la réserve de biosphère W en des zones agricoles causant une perte de la biodiversité. Akognongbé *et al.* (2014), dans le bassin versant de l'Ouéme faisaient les mêmes constats et mettaient en évidence la forte anthropisation des forêts et des savanes dans la période de 1978 à 2010.

Dans la grappe de Pobè, on note que les forêts claires, les forêts sacrées et les savanes boisées, arborées et arbustives ont été transformées en mosaïques de cultures et jachères et en mosaïques de cultures et jachères sous palmiers dans la période 1974-1986. Cette période coïncidait avec la période d'essor agraire de la filière Palmier à huile et de la culture du manioc dans la zone. Dans la période (1974-1986), le manioc étant devenu une culture commerciale, avec la demande croissante du gari (manioc transformé) des pays frontaliers comme le Niger et le Nigeria (Guidi-Sovi, 2008). Il en est résulté un défrichement extensif des terres boisées. Le réel démarrage des plantations industrielles de palmier à huile (*Eleais guinéensis*) se situait après l'indépendance, entre 1960 et 1974. Les palmeraies naturelles ont été délaissées au profit de grandes plantations industrielles installées avec du matériel végétal sélectionné et gérées par des coopératives d'aménagement rural (Adjadi, 2008). La réorganisation de la filière intervenue dans les années 1990, suite au déclin des grandes plantations industrielles, et la diffusion du matériel végétal sélectionné en milieu villageois avaient encouragé le défrichement des formations forestières au profit de l'installation des plantations privées ou palmeraies villageoises (Fournier *et al*., 2002,). Dès lors, on a assisté à une extension remarquable de ces plantations privées installées sous le contrôle de la station de recherche pour la fourniture des plants sélectionnés par des pépiniéristes agréés et celui des agents de vulgarisation pour des conseils sur les techniques de bonne conduite de la

plantation (Aholoukpè *et al.,* 2013a). Les superficies plantées avec le palmier à huile sélectionné en milieu villageois ont ainsi connu une nette progression (Adjadi, 2012). Les taux de déforestation élevés des forêts (4,77%) et des savanes (4,88%) dans la période en sont la preuve qui a favorisé la création des ilots de forêts et donc la fragmentation des espaces de forêts naturelles. La persistance des forêts denses et les forêts sacrées dans le temps, notamment au cours de la période de 1986 à 2010, correspondait à la période d'intervention d'une série de projets mis en œuvre par le Gouvernement du Bénin dans le cadre de la gestion durable des forêts. Cette situation de promotion d'une gestion durable des forêts peut expliquer le taux de déforestation relativement faible enregistré dans la période de 1986 à 2010 (-0,06%/an).

Dans la grappe de Sakété, durant la période de 1974-1986, les tendances sont les mêmes que celles observées dans la grappe de Pobè. Les forêts galeries et les forêts denses, les forêts sacrées ont été converties respectivement en mosaïques de culture et jachères sous palmiers, en plantations et en forêts claires et savanes boisées. La période de 1974-2010 est marquée par la forte persistance de toutes les classes d'occupation de sol. Cependant, une faible proportion des forêts galeries et forêts sacrées (1%) a été convertie en formations marécageuses et une faible proportion des savanes arborées et arbustives (1%) en mosaïques de cultures et jachères sous palmiers. Ces périodes de modifications observées correspondaient à la même période d'expansion des cultures (mais, manioc) et des plantations de palmier à huile comme dans la grappe de Pobè. Les taux de déforestation très élevés (-0,55%/an) contre -0,29%/an pour l'ensemble de la période d'étude et plus particulièrement pour la période de 1974 à 1986, sont révélateurs de ceci. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Orékan *et al.* (2013), dans le sud Bénin.

Les scénarii futur des formations forestières développées en utilisant le modèle de Markov avec des matrices de transition annualisées (1974-1986; 1986-2010 et 1974-2010) montrent une tendnace regressive des forêts (y compris les forêts sarcées) et des savanes au profit des mosaïques de cultures et jachères et des formations marécageuses d'ici 2050. Dans la grappe de Kétou, le couvert des

savanes arborées et arbustives, des formations marécageuses et des forêts claires, des forêts sacrées et savanes boisées diminuerait, tandis que celui des champs en cultures et jachères augmenterait. En considérant la dynamique obtenue pour les périodes considérées, les savanes arborées et arbustives perdraient 19% à 21% de leur superficie initiale (1974), les forêts claires et savanes boisées, 1% à 2% et les forêts denses et forêts sacrées qui étaient initialement de 0,74% auraient complètement disparu d'ici 2050. Cela signifie que vers 2050, 23% de la couverture totale de la zone de forêts, de savanes boisées et de savanes arborées seraient converties en terres agricoles et jachères. Les forêts sacrées étant fragmentées en de petites tailles en majorité (96% dans cette grappe) sont plus vulnérables à la dégradation et aux pressions anthropiques et donc disparaîtront plus rapidement. En effet, les petites forêts disparaissent et/ou se convertissent en terres agricoles à court terme, sous les pressions anthropiques ayant conduit à la fragmentation de ces forêts, comme l'avaient souligné Vodounou, (2002) et Assaba (2009) dans la vallée de la Sô.

Dans la grappe de Pobè, l'évolution estimée (1975-2010) et celle future (2010-2050) de chaque classe d'occupation révèlent que les savanes arborée et arbustive régresseraient, les forêts denses, les forêts sacrées, les forêts claires et savanes boisées n'existeraient pratiquement plus tandis que les mosaïques de cultures et jachères, les mosaïques de cultures et jachères sous palmiers, les formations marécageuses et les plantations augmenteraient principalement. Les forêts sacrées en majorité de petite superficie (99%) disparaîtront également plus rapidement à l'horizon 2050.

Dans la grappe de Sakété, les forêts denses, les forêts sacrées, les forêts claires et savanes boisées perdraient complètement leur existence comme dans le cas de la grappe de Pobè. Suivant cette dynamique évolutive des forêts de la grappe de Sakété, les forêts sacrées dont 96% sont de petite taille, vont également disparaître plus rapidement d'ici l'horizon 2050 compte tenu de leur vulnérabilité aux pressions anthropiques.

Toutefois, plusieurs facteurs confortent la légitimité locale des forêts sacrées en réduisant leur vitesse de régression. En effet, les forêts sacrées, principaux lieux de culte des divinités *Vodoun*, seront toujours respectées, protégées par des

interdis aussi longtemps que les adeptes, garants de cette tradition existent au niveau local. De plus, prenant en compte les services écosystémiques qu'elles offrent aux populations locales, notamment, le cultuel et le médicinal qui sont des paradigmes, les forêts sacrées persisteront et ne connaitront pas la même vitesse de dégradation.

8.6. Conclusion

Du fait de sa situation dans le Dahomey-gap, le Bénin n'est pas un pays forestier. Pour cette raison, tous les îlots de forêts encore existant doivent nécessairement faire l'objet d'une attention particulière. La présente étude basée sur la combinaison d'approches prédictive et déductive, révèle que la structure d'occupation du sol de la zone d'étude a été profondément modifiée en 36 ans. On note une proportion élevée des formations forestières (forêts et savanes) transformée en mosaïques de cultures et jachères. Le taux de déforestation pendant ce temps, est plus élevés par gradient dans la grappe de Kétou (-1,87%/an à -3,46%/an), relativement faible dans la grappe de Pobè (0,74%/an à 1,66%/an) et plus faibles dans la grappe de Sakété (-0,29%/an à -0,55%/an). Cependant les mosaïques de cultures et jachères s'accroissent annuellement et les formations marécageuses prennent une proportion inquiétante. Le bilan global du changement est négatif quand on considère les zones de progression et celles de régression de la couverture ligneuse. Les facteurs intervenant sur les changements d'utilisation des sols sont complexes. La situation actuelle de l'occupation du sol est le résultat de processus multiples qui agissaient à différentes échelles. En interrogeant l'histoire du développement agricole de la zone, on retient que les facteurs anthropiques confortés par les différentes politiques agricoles du Bénin, sont les déterminants de la dynamique régressive du couvert forestier, qui conduit à la fragmentation des forêts et progressivement à l'extinction des ilots de forêts sacrées.

Les scénarii futurs des formations forestières développées en utilisant le modèle de Markov avec des matrices de transition annualisées (1974-1986; 1986-2010 et 1974-2010) ont confirmé cette dynamique et révèle qu'à l'horizon 2050, les formations forestières vont sensiblement régresser ou disparaitront dans toutes

les trois grappes. Les forêts sacrées, en majorité de petites tailles vont disparaître plus rapidement. Elles sont régulièrement empiétées par les zones de cultures et les zones d'habitations renforçant ainsi leur isolement et leur extinction. Cependant, avec la perte croissante des valeurs de l'animisme au Bénin, il urge de développer une autre stratégie de conservation des ilots de forêts sacrées notamment en promouvant les nouveaux paradigmes des forêts sacrées et en renforçant le caractère sacré et les pratiques cultuelles au niveau des localités. A cette condition, les forêts sacrées malgré la petitesse de leur taille, subsisteront à terme. La valorisation des services écosytémiques et le renforcement du caractère « sacré » seront déterminants pour le futur des forêts sacrées. Le renforcement du caractère sacré passera par le renforcement du cadre juridique et institutionnel de gestion des forêts sacrées et la restauration de l'autorité du pouvoir traditionnel.

TROISIEME PARTIE : DISCUSSION ET CONCLUSION GENERALE

CHAPITRE IX : DISCUSSION ET CONCLUSION GENERALE

9.1 Discussion des résultats

9.1.1 Dynamique interne et externe des forêts sacrées

Les travaux de cette thèse s'étaient intéressés à cerner la perception des communautés locales sur les forêts sacrées en termes de dynamique forestière. Les résultats ont permis de distinguer trois grands types de forêts sacrées dont notamment les forêts des dieux ou de génies ou encore appelées les forêts des divinités, les forêts de sociétés secrètes et les forêts ancestrales/cimetières qui sont les derniers îlots forestiers de l'aire d'étude. Cette catégorisation rejoint en partie celle réalisée par d'autres auteurs au Bénin et au Togo (Kokou et Sokpon, 2006) car les forêts ancestrales ne se distinguent pas des forêts cimetières pour la simple raison que ces deux types de forêts servent d'une façon ou une autre, de cimetières des rois et des dignitaires. Ces résultats montrent la dominance des forêts des dieux ou de génies dans la typologie des forêts sacrées. Cette dominance des forêts des dieux ou de génies est liée à la primauté du culte traditionnelle Vodoun. Partant de cette catégorisation des forêts sacrées, les résultats révèlent une évolution interne et externe des forêts sacrées marquée par la régression de superficies des forêts dans le temps et la disparition ou la raréfaction de certaines espèces ligneuses d'importance et emblématiques des forêts sacrées. Or la présence de ces espèces ligneuses emblématiques obéit à des besoins utilitaires, rituels ou sacramentels nécessaires au maintien des forêts et des divinités. Les travaux ont révélé également que la catégorie de forêts sacrées la plus exposée à la dynamique régressive est celle des forêts des dieux ou de génie. Cette situation des forêts des dieux ou des génies est favorisée par l'influences des changements sociaux sur les modes locaux de gestion (expansion des religions modernes, l'effritement des croyances ancestrales) et l'affaiblissement du pouvoir des chefs traditionnels et des prêtres du Vodoun des localités. Dans une zone de croissance démographique et de pression foncière élevées, cerner la perception des populations locales sur la dynamique des forêts sacrées est très intéressant pour aiguiser la conscience locale sur la nécessité de renforcer la stratégie de protection et de conservation. Il urge de

concevoir et de développer un programme inclusif de gestion et d'utilisation des forêts sacrées dans la zone d'étude.
Les auteurs (Kokou et Sokpon, 2006, UICN, 2010) avaient recommandé de disposer d'un programme de préservation et de valorisation de ces forêts sacrées. Mais avant il a été nécessaire de cerner les facteurs qui concourent à l'empiètement voir la dégradation des forêts sacrées. La conservation et l'utilisation durable des forêts sacrées supposent aussi de travailler pour renforcer le cadre institutionnel et juridique pouvant les intégrer au patrimoine national des aires protégées, comme des aires communautaires de grande importance écologique pour leur biodiversité. Il serait une formidable opportunité pour les pays africains d'œuvrer ensemble pour leur inscription à la liste du patrimoine mondial (UNESCO, 2010). Pour pérenniser l'existence des forêts sacrées dans le temps, au Bénin et en Afrique, il est également nécessaire de développer une stratégie de réintégration des espèces emblématiques et de valorisation des restrictions, des interdictions d'accès et d'exploitation qu'imposent les divinités des sociétés secrètes.

9.1.2 Services écosytémiques des forêts sacrées : importance et déterminants des usages

Les résultats des travaux de cette thèse, ont montré que les forêts sacrées de la zone d'étude, comme tous les écosystèmes forestiers, offrent des services aux populations locales. Parmi les six services reconnus aux forêts sacrées, le service cultuel et le service médicinal sont les plus importants offerts aux populations locales (Partie 5.3.3). Ces résultats permettent de comprendre que des composantes des écosystèmes forestiers sacrés sont utilisées directement ou indirectement par les populations riveraines pour assurer leur bien-être spirituel et sanitaire. Le fondement du maintien et de la conservation des forêts sacrés est soutenu par les valeurs reconnues des populations. Ainsi, en perpétuant le service cultuel (la tradition), les communautés locales contribuent à la conservation des forêts et à leur diversité biologique. Ces rôles liturgique et médicinal sont déjà reconnus aux forêts sacrées car les adeptes malades y

séjournent plus ou moins longuement pour y être traités (Roussel, 1994). Des auteurs ont travaillé et organisé les services écosytémiques en concluant que les forêts sacrées sont des exemples de traditions locales qui contribuent au sauvetage de la flore et de la faune menacées de disparition (Juhé-Beaulaton et Roussel, 2005 ; Fisher *et al*., 2009). Bien que la grande majorité des forêts sacrées ne soient valorisées que pour les six services, il est nécessaire de tenter des initiatives à des fins de valorisation socio-économiques, notamment pour une ouverture à l'éco-tourisme. Les résultats ont également montré que les préférences des services sont variables entre les groupes et ne sont pas liés à la religion des personnes. Cette situation montre que malgré la « diabolisation » des forêts sacrées par les religions modernes, les adeptes de celles-ci, en constant accroissement, bénéficient eux-mêmes, des mêmes services des forêts sacrées que les animistes. Les forêts de divinités/génies, numériquement majoritaires, offrent une diversité plus élevée de services écosytémiques. Les travaux de Kokou et Sokpon (2006) et les règles d'accès et d'utilisation peu contraignantes pour cette catégorie de forêts sacrées, sont à la base du nombre élevé de services fournis et par conséquent, la catégorie de forêts sacrées la plus dégradée dans le temps. Cette situation selon Chevassus-au-Louis *et al* (2009), engendre une pression croissante sur la structure de l'écosystème et ses processus biophysiques, et partant, la dégradation à moyen et/ou long terme de celele-ci. Toutefois, Fisher *et al* (2009) expliquaient qu'une forêt sacrée peut générer plusieurs biens et services qui peuvent eux-mêmes engendrer de nombreux bénéfices pour le bien-être des populations riveraines. L'importance des biens et services rendus par les forêts sacrées étant peu connue, la recherche permettra de démontrer leur contribution dans les économies locales et nationale et la lutte contre la pauvreté. L'amélioration de la santé des écosystèmes des forêts sacrées requiert une prise de conscience politique pour susciter des actions nationales de restauration.

9.1.3 Végétation originelle sacralisée

Le climat de la terre s'est profondément modifié durant le dernier épisode glaciaire, mais aussi, tout au long de l'Holocène (Chave, 2000). En revanche,

l'histoire détaillée de ces événements et leur influence sur les massifs forestiers tropicaux restent mal connues.

Les forêts sacrées en présence aujourd'hui dans la zone d'étude ont leur origine végétale qui varie selon les circonstances, historiques ou religieuses, ayant présidé à leur création (Juhé-Beaulaton, 2006). L'une des plus grandes hypothèses dans la formation des forêts sacrées est que toutes les forêts sacrées ont pour origine des forêts primaires. Les résultats suggèrent aussi que la majorité des forêts sacrées actuelles sont venues des forêts préexistantes qui ont servi de dépôts de divinités emportées lors des migrations ou étaient des lieux d'apparition de génies ou encore des lieux de protection contre la guerre et les razzias. Toutefois, un faible nombre de forêts ont pour origine des savanes et des espaces plantés. Les forêts sacrées sont généralement considérées comme des reliques plus ou moins anthropisées d'anciennes forêts, conservées jusqu'à présent grâce à leur sacralisation. Les résultats ont par ailleurs, montré que certaines de ces forêts sacrées sont des créations et non des reliques. Ouattara (1988) a émis la même hypothèse à propos des bois sacrés sénoufo du Nord de la Côte d'Ivoire. Guillot (1980) et Juhé-Beaulaton & Roussel (1997) ont également émis la même hypothèse et sont arrivés à la conclusion que les bois sacrés sont de réelles créations des hommes. Juhé-Beaulaton (2006) propose donc d'examiner les différents cas signalés par les traditions orales. Les résultats du présent travail confirment cette tradition orale qui a permis de comprendre qu'une forêt peut résulter de la mise en défens d'une zone sacrée (apparition d'une divinité ou d'un fait historique). La sacralisation du lieu a eu pour conséquence la protection d'un espace qui a permis l'installation d'une formation forestière. Ces types de forêts sacrées sont reconnus par la dominance et le diamètre (dbh) des ligneux en présence (cas de Igbo Iba et Igbo Lakoun de la grappe de Pobè).

Ainsi, il est établi que les besoins en sacralisation de forêts et de sites s'étaient exprimés à différentes périodes et furent motivés par différentes raisons selon les grappes. En effet, la majorité des forêts sacrées de la zone d'étude ont été instituées avant et durant la colonisation (1200-1960). L'histoire de l'institutionnalisation des forêts sacrées au Bénin est peu documentée, malgré la

signalisation depuis les années 1930, de bosquets "fétiches" à proximité des villages protégés par des interdits (Chevalier 1933 ; Aubréville 1937 ; Cornevin 1962 ; Jones 1963 ; Gayibor 1985 ; Guinko 1985; Sokpon et al. 1997 ; Gbaguidi 1998 ; Ago 2000). De ce point de vue, Beaulathon-Juhé (1995) affirmait dans ces travaux du sud Bénin, que les paysages apparaissent comme le résultat de l'interaction de l'homme et de son milieu végétal. Les sources historiques sont très souvent citées pour démontrer certaines hypothèses comme l'existence dans cette zone, d'une forêt dense jusqu'au 19ème siècle (Gayibor, 1986). Il est pourtant établi que l'Afrique a connu au cours du quaternaire, une alternance de périodes arides et humides au cours desquelles la forêt dense humide a reculé, demeurant dans des zones de refuge, ou avancé à nouveau. C'est ainsi que le massif forestier guinéo-congolais s'est scindé en deux domaines distincts permettant à des formations de savanes d'atteindre la côte.

9.1.4 Facteurs déterminants et la fragmentation des écosystèmes forestiers

Les résultats ont montré qu'une politique de développement agricole peu soucieuse de la protection des ressources naturelles et en inadéquation avec le rythme de croissance démographique peut avoir de sérieux impacts sur les ressources forestières. Dans la zone d'étude, les facteurs anthropiques confortés par les différentes politiques agraires du Bénin sont les déterminants de la fragmentation des écosystèmes forestiers. La croissance démographique est le moteur de ces facteurs anthropiques. Selon Geist *et al* (2001), la croissance démographique a été identifiée comme la cause sous-jacente de la modification du paysage forestier. Bamba *et al.* (2010) dans ses résultats dans le bassin du Congo a montré l'existence de liens étroits entre la densité de la population et les indices de fragmentation confirmant ainsi, l'influence de la densité de la population sur la dégradation de l'écosystème naturel matérialisée par la fragmentation forestière. Par contre, d'autres auteurs ont été unanimes à penser que les déterminants de la fragmentation sont l'exploitation forestière, les feux de végétation et le pâturage (Arouna, 2012 ; Mouhamadou *et al.,* 2013*,* Sambiéni *et al.,* 2015). Les résultats ont permis de comprendre que les dynamiques paysagères observées résultent des interactions entre l'organisation

spatiale des ressources naturelles, leur qualité (capacité de régénération, intérêt économique, etc.) et les modèles d'usage qui leurs sont associés. Selon Scouvart et Lambin (2006), on peut conceptualiser de manière hiérarchique les causes de la destruction du couvert forestier en des *causes proximales* qui sont les actions humaines associées à l'utilisation du sol, qui affectent directement le milieu naturel ; les *causes ultimes* qui sont les facteurs fondamentaux qui sous-tendent les causes proximales (Geist, Lambin, 2002). Les causes proximales et ultimes interagissent, ce qui n'empêche pas qu'elles soient de nature différente : les premières ont un impact immédiat sur le couvert forestier (expansion des terres mise en plantation de palmier à huile), alors que les secondes influencent les décisions quant à l'utilisation du sol (les politiques agricoles).

Alors la dégradation des forêts varie dans l'espace et reste corrélée à la densité et aux activités de la population. Parmi ces dernières, l'agriculture, le pâturage et l'exploitation de bois énergie sont les principales causes de la déforestation (OFAC, 2012). Bogaert *et al.* (2008) confirmant ainsi qu'en Afrique centrale, il existe une causalité négative entre la pression démographique et la couverture forestière. La densité de la population est plutôt considérée par d'autres auteurs comme une cause sous-jacente de modification du paysage forestier en zone tropicale (Geist *et al.,* 2001), car les causes seraient essentiellement économiques et guidées par les opportunités politiques et socio-économiques.

Dans cette perspective, la promotion d'une agriculture à la fois intensive et écologiquement durable est impérative pour répondre aux besoins d'une population croissante. Le décalage entre la nécessité objective d'une agriculture intensive économisant l'utilisation de l'espace en limitant la destruction des ressources fragiles (forêts sacrées, terres forestières du domaine classé) et les décisions subjectives, motivées (politique agricole) est à la base de la présente situation de fragmentation. De nombreux auteurs dans plusieurs cas en Amazonie (Roosevelt, 1994), en Afrique centrale (Fairway et Leach, 1998), en Europe (Delacourt, 1987) et en Asie tropicale (Spencer, 1966) sont arrivés à la conclusion que si les écosystèmes forestiers sont "naturels", les êtres humains font partie intégrante de cette "nature". De ce fait, renforcer la capacité de régénération des écosystèmes forestiers signifie renforcer la résilience des

systèmes de gestion humaine, en leur permettant de s'adapter à l'évolution des conditions.

9.1.5 Connectivité spécifique entre catégories de forêts : une preuve de la fragmentation

Sur le plan de l'écologie, les forêts denses semi décidues sont de bons écosystèmes où l'hétérogénéité structurale est liée à la diversité floristique (Levin, 1974). Elles sont également de bon milieu d'étude de la fragmentation des habitats qui est une sérieuse menace sur la biodiversité et une des causes majeures de la crise actuelle d'extinction des espèces (Wilcox and Murphy, 1985 cité par Betbeder, 2015). Dans un écosystème fragmenté, le mouvement est un processus clé pour la survie des espèces faunistiques et floristiques (Wiens *et al*. 1993), celui-ci étant facilité par la connectivité importante entre les ilots de forêts (Baudry, 2010). Partant de ces principes, le modèle de représentation adopté pour mieux étudier la fragmentation s'est inspiré de la théorie du noyau central (Abric, 1984) qui a permis de mettre en évidence la composition de la représentation sociale en éléments nucléaires autour desquels se tisse un ensemble d'éléments tampons, ou périphériques. Dans le cas de cette étude, la représentation dérivée de cette théorie est dénommé grappe de forêts. Rappelons qu'un modèle est «une représentation schématique de la réalité, élaborée en vue d'une démonstration» (Haggett, 1966). La grappe est composée d'une forêt classée centrique autour de laquelle sont retenues des forêts sacrées dans un rayon de 30 km. Démontrer le lien physique et biologique reliant les deux catégories de forêts (classée et sacrées) entre elles, du point de vue des espèces en présence, était la consistance de nos travaux. Les travaux de Bergès *et al.* (2010), qui ont montré que la connectivité spatiale ou structurelle qualifie simplement le degré de lien physique entre éléments d'un paysage n'engageant aucune notion génétique, étaient salutaires. Sur cette base, la similarité spécifique entre les forêts classées et les forêts sacrées autour, exprimée en terme de co-présence et de co-absence d'espèces, a permis de classer les placeaux en groupes homogènes, suivant leur composition spécifique. Les résultats ont montré dans les deux cas de figure étudiés, qu'il existe une

similarité spécifique entre les forêts sacrées qui sont autour de la forêt classée retenue comme relique du bloc forestier ancien mais à des degrés divers (faible moyen). Godwin (2003) avait montré que quand il existe une similarité spécifique entre deux catégories de formations forestières alors, on peut en déduire l'existence d'une connectivité spécifique entre ces deux catégories de forêts. L'intérêt pratique du positionnement multidimensionnel est d'aider à comprendre et visualiser les structures de liaison dans un grand ensemble de variables. Selon Mardia et al (1979), la similarité ne peut prendre en compte le facteur distance que si l'on utilise la distance euclidienne. Les résultats ont montré dans la grappe de Pobè que la connectivité spécifique entre les deux catégories de forêts est établie sur une distance de 19,3 kms, traduisant ainsi que les forêts sacrées dans ce rayon de distance ont des espèces ligneuses similaires à celles du bloc forestier ancien que représente la forêt classée d'Itchèdè-Toffo. Burel et al (1998) avait démontré que l'isolement des bosquets de forêts a un fort impact sur les espèces qui se dispersent sur de courtes distances. Cet isolement est dépendant de la distance avec les autres formations boisées (Harris, 1984). Cependant, un des résultats de ces travaux est que quand une …….?? du couple de forêts en comparaison est déstructurée par la déforestation et la perte d'habitat à cause de l'occupation des zones de culture, comme le cas observé dans la forêt classée de Dogo-Kétou, le corrélogramme de Moran affirme le contraire. En effet, la dégradation et l'isolement significatifs des entités du paysage influencent leur connectivité spécifique (Goodwin et Fahrig 2002). Quand l'isolement spatial est croissant entre les fragments (forêts sacrées), la stabilité des populations est impactée, provoquant une diminution de la variabilité génétique au sein de la population (Schmidt *et al*. 2009).

9.1.6 Influence de la fragmentation sur la composition spécifique des forêts sacrées et classées par grappe

La composition spécifique des forêts sacrées est normalement celle des forêts denses semi- décidues. Cependant, la présence dans la composition floristique des forêts sacrées, des espèces ligneuses typiques des formations forestières

secondaires pour la plupart, est révélatrice de perturbations anthropiques (Partie 6.3.3). Les perturbations anthropiques même de faible intensité (exploitation sélective de ligneux primaires, introduction d'espèces exogènes, agriculture itinérante sur brûlis) modifient la composition floristique et la structure primaire des forêts (Turcati, 2011). La dynamique naturelle qui se réinstalle après la perturbation, est favorable aux espèces ligneuses pionnières à croissance rapide ou meilleures colonisatrices (Connell, 1978 ; Huston 1979; Wilson 1994 ; Grime 1998, Sheil et Burslem 2003) et traduit leur émergence dans les ilots de forêts denses (Laurance *et al*. 2002). La structure diamétrique du peuplement présente une distribution asymétrique négative ou asymétrique gauche, caractéristique des peuplements multi-spécifiques, avec la prédominance d'individus jeunes ou de petits diamètres et la faible valeur du diamètre moyen. Une telle distribution est typique des populations stables, susceptibles de se renouveler par la régénération naturelle (Matin, 2010). Cette structure en diamètre ne rassure pas l'avenir de leurs populations parce qu'à un moment donné de l'évolution, il y aura une dominance des individus âgés. Cependant, une analyse globale de la structure de la végétation cache un processus de dégradation qui affecte les populations de certaines espèces à fort potentiel socioéconomique. La structure diamétrique des espèces de valeur et emblématiques aurait pu mieux renseigner sur les éventuels problèmes de ces peuplements (Sambou, 2004).

9.1.7 Influence de la fragmentation sur les espèces emblématiques

La fragmentation a-t-elle impacté négativement les espèces ligneuses de valeur et emblématiques des forêts sacrées ? Pour le prouver, la démarche adoptée est inspirée de plusieurs travaux de recherche avec une innovation dans le dispositif de collecte de données intra-population (vieux pieds et même espèce autour). La forte variabilité des caractères morphologiques inter-population et intra-population des espèces emblématiques, obtenue au terme de l'analyse des données, a permis de confirmer que la fragmentation a influencé la morphologie des espèces emblématiques des forêts sacrées. L'isolement des fragments de

forêts réduit la possibilité de sauvetage des espèces et diminue le taux de recolonisation d'habitats vacants, ce qui peut occasionner une extinction des espèces à long terme (Baguette, 2013). Toutefois, les résultats obtenus ne peuvent à eux seuls, soutenir cette affirmation. Selon Kazan *et al.,* (1993), l'évaluation des caractères morphologiques des espèces et la mise en évidence de leur base génétique pourraient bénéficier de la technique de marquage moléculaire, car la variation au niveau de l'ADN offre de nombreux avantages par rapport aux données morphologiques pour examiner les relations entre espèces. De plus, selon Koffi (2013) la génétique peut être présentée comme un recours en cas de doute à identifier des caractères morphologiques observables bien tranchées, comme c'est le cas dans des complexes d'arbres tropicaux. L'apport de la génétique des populations dans la conservation est de pouvoir définir de manière objective, des unités de gestion et des unités évolutives significatives pour une meilleure survie des populations (Moritz, 1994), et de proposer des plans d'aménagement à court et long terme (Watts *et al.,* 2005). Pour ce faire, la phylogénie pourra fournir des informations complémentaires sur les risques que courent les espèces emblématiques dans les ilots de forêts sacrées.

9.1.9 L'avenir des forêts sacrées

Pour prédire l'avenir des forêts sacrées, l'hypothèse que les forêts sacrées suivent les mêmes vitesses de déforestation dans le temps que celles du couvert forestier de la zone d'étude a été testée. Les scénarii futurs des formations forestières développés au moyen du modèle de Markov avec des matrices de transition annualisées (1974-1986 ; 1986-2010 et 1974-2010) ont confirmé cette dynamique et révélé qu'à l'horizon 2050, les formations forestières vont sensiblement régresser ou disparaitre dans toutes les trois grappes. Les forêts sacrées ne devraient normalement pas échapper à cette tendance. Elles sont régulièrement empiétées par les zones de cultures et les zones d'habitations, renforçant ainsi leur isolement. Toutefois, plusieurs facteurs confortent leur légitimité locale en réduisant leur vitesse de régression. En effet, les forêts sacrées, principaux lieux de culte des divinités *Vodoun*, seront toujours

respectées et protégées par des interdis, aussi longtemps que les adeptes, garants de cette tradition existeront au niveau local. Les populations riveraines des forêts sacrées restent majoritairement rurales et restent tributaires de la biodiversité des forêts sacrées et de leur valeur écosytémiques (UICN, 2014). Le bien-être des communautés locales est intimement lié à la santé des écosystèmes des forêts sacrées. L'amélioration de la santé des écosystèmes forestiers sacrés augmenterait les biens et services et bénéficieront directement aux systèmes de production des communautés locales, renforçant ainsi leurs revenus et leur capacités de faire face à la pauvreté. Ainsi, pour garantir la durabilité des biens et services offerts par les forêts sacrées, il est nécessaire d'intégrer la valorisation de ces biens et services écosytémiques dans les plans de développement locaux, pour que des stratégies soient élaborées et des mesures prises en vue de saisir les opportunités et de gérer les risques identifiés. Une telle stratégie permettra aux forêts sacrées de persister dans le temps. Mais la grande question est de savoir sous quelle forme subsisteront ces forêts sacrées et quelle serait leur viabilité spécifique dans le temps, surtout lorsqu'on sait que la taille (étendue) détermine la viabilité des populations d'essences forestières**.**

9.2 Forces et limites de la méthodologie

Les chapitres 4 et 5 de cette thèse ont été abordés suivant une démarche méthodologique de recherche qui a combiné les techniques d'enquête qualitative et quantitative. Selon Paillé (1996), l'approche qualitative permet de mettre en cohérence des concepts-clé (par exemple, dynamique interne et externe des forêts sacrées), ce qui lui permet d'offrir un cadre privilégié pour la compréhension du processus de sacralisation ou de la végétation originelle sacrée. Ainsi, la logique à l'œuvre avec la technique qualitative participe à la découverte et à la construction de sens (Paillé 1996), donc à l'implication du chercheur. Selon Mucchielli (2005), l'implication du chercheur est d'ailleurs ce qui caractérise la technique de collecte des données dans l'analyse qualitative. Pour corriger ce biais, il est particulièrement crucial d'avoir recours à des techniques de validation des résultats. En effet, le passage d'un énoncé de communication à une donnée scientifique, implique de se poser la question de

la validité (Pourtois et Desm, 1996). Habermas (1987) et Gondard-Delcroix (2006), ont suggéré d'utiliser les méthodes de triangulation suivantes :

- recouper les résultats obtenus avec des informations et observations complémentaires ;
- faire analyser les mêmes données par deux chercheurs (cas d'école) ;
- comparer les données et résultats obtenus, à ceux produits par d'autres études sur le même thème, mais menées dans un contexte différent (à une autre période du temps ou sur une autre aire géographique).

Se référant à la première et à la troisième méthode de triangulation, il est aisé d'affirmer que la démarche qualitative utilisée ici est objective, en ce qu'elle est pertinente et que les données, les interprétations et les conclusions ont été soumises à des vérifications.

En ce qui concerne l'approche quantitative, Gondard-Delcroix (2006) affirmait de ces travaux de recherche, que le plus important dans l'utilisation de cette approche est avant tout, la recherche de la représentativité. La loi des grands nombres indique en effet, que lorsque l'on fait un tirage aléatoire dans une série de grande taille, plus on augmente l'échantillon, plus les caractéristiques statistiques du tirage se rapprochent des caractéristiques statistiques de la population. La représentativité statistique d'études s'appuyant sur des échantillons larges permet de déterminer des mesures globales, grâce à un processus d'agrégation. …… ?? le focus groupe qui a permis de collecter des informations sur un sujet ciblé et d'établir pour les localités, un questionnaire d'enquête individuelle. Ainsi, l'analyse quantitative de données qualitatives passe par une analyse fréquentielle et statistique.

Une des sources majeures d'incompréhension entre les chercheurs, tenants de l'analyse qualitative, et ceux de l'analyse quantitative repose sur les modes de généralisation des résultats. Etant entendu que les analyses qualitatives s'intéressent au spécifique, comment peuvent-elles alors étendre leurs résultats dans le temps et dans l'espace ? S'il est vrai que ces approches ne sont, en aucune manière, fondées sur la représentativité au sens statistique du terme et qu'elles ne peuvent donc prétendre à l'extrapolation de leurs résultats, elles répondent pourtant à un procédé de généralisation spécifique. Le pouvoir de

généralisation est induit par « l'emboîtement et le recoupement d'observations scrupuleuses qui valident à la fois, ces observations et le cadre théorique de leur interprétation » (Winter, 1984). Par ailleurs, le passage du particulier au général peut également être pensé dans le cadre d'une logique illustrative, par la technique de l'échantillonnage raisonné. Dans cette orientation, l'approximation de la loi binomiale à la loi normale a été utilisée (Dagnelie, 1998). La probabilité de réalisation de l'événement considéré dans la formule de Dagnelie (1998) est la proportion des personnes qui ont vécu l'évolution spatiale des forêts sacrées au niveau local. Ainsi, les enquêtes ont été conduites auprès d'un échantillon représentatif de 458 personnes réparties par langues locales dominantes parlées dans les communes de Dassa, Zagnanado, Ifangni, Adjarra, Pobè et Bonou. Dans le cas du chapitre 5 par exemple, il s'était agi de constituer des focus groupe de sages, essentiellement des personnes âgées, des féticheurs, des autorités traditionnelles et des historiens, détenteurs de l'histoire de la création et de la dynamique des forêts sacrées. Combiner les approches quantitative et qualitative est donc particulièrement pertinent parce qu'il permet de respecter non seulement la représentativité des approches quantitatives, mais aussi le pouvoir de compréhension des approches qualitatives (Gondard-Delcroix, 2006). Ainsi, dans les présents travaux de thèse, la combinaison des approches est nécessaire : le quantitatif permet de cerner les évolutions relatives, d'identifier les relations stables entre les forêts sacrées, objet de la fragmentation, et un certain nombre de variables (ethnie, religion, sexe et catégorie d'âge, suivant la structuration proposée par Assogbadjo *et al.*2008). Il reste néaanmoins que la connaissance des mécanismes de la fragmentation des forêts ne peut se départir de la compréhension des logiques qui sous-tendent les actions anthropiques et leur histoire (analyse qualitative).

Par ailleurs, pour identifier les sources de végétation à l'origine de la création des forêts sacrées, dans le chapitre 5, l'idéal aurait été d'utiliser les méthodes de datation de végétation, disponibles. Compte tenu des moyens disponibles, la méthode botanique qui permet de dater une forêt a été préférée du fait de sa simplicité et de sa rapidité d'obtenir des résultats. Selon Terborgh *et al.*(1997), la composition floristique d'une forêt est un marqueur très important de son âge.

Dans une zone où les conditions climatiques autorisent la mise en place d'une forêt tropicale dense, une forêt riche en espèces pionnières a en général, moins de 200 ans, alors que d'autres espèces dites de forêt établie (à long stade juvénile et lente croissance en sous-bois) caractérisent les forêts anciennes (Chave, 2000). Dans l'utilisation de cette méthode, deux difficultés sont rencontrées. D'abord, la flore peut être très caractéristique d'un milieu donné, et donc la comparaison de types forestiers peut ne pas pouvoir se faire à grande échelle. Les techniques sont également variées et il n'existe pas une méthode standardisée pour aborder une telle thématique. Dans le cadre des présents travaux de thèse, cette méthode utilisée pour identifier la végétation à l'origine de la création des forêts sacrées, a eu le souci de limiter les insuffisances de la méthode botanique. A cet égard, la méthode a été complétée par Juhé-Beaulaton (2006) qui a utilisé la méthode qualitative (enquêtes) pour classer les différentes catégories de végétation originelle à la fondation des forêts sacrées.

Au niveau du chapitre 6, la similarité spécifique en fonction de la distance ou non entre un couple de forêt a été déterminée. La méthode de positionnement multidimensionnel non-métrique (Non-métric Multi-Dimensionnal Scaling, NMDS) a été utilisée par plusieurs auteurs (Bonou *et al*., 2009 et Agbangla *et al*., 2015) pour classer les placeaux d'inventaires en groupes homogènes, en fonction de leur richesse spécifique. Dans le cas de ces travaux de thèse, nous l'avons utilisée dans un premier temps, pour attester la similarité spécifique entre catégories de forêts par grappe. Malgré les résultats intéressants obtenus, il serait hasardeux de conclure sur cette base, que l'hypothèse de départ est vérifiée. Ce modèle de similarité appliqué à une multitude de recherches, a péché dans la précision recherchée sur la dépendance spatiale, ainsi que sur la portée de ressemblance et d'interdépendance (Fischer et al. 2004 ; Ouimet et al. 2008). La prise en compte de l'autocorrélation est un enjeu majeur pour la statistique spatiale, afin de spécifier correctement les modèles. Parmi les modèles d'auto-corrélation faisant intervenir le facteur « distance », le plus utilisé en écologie est l'indice de Moran (Dormann et al. 2007). Dans le cadre de ces travaux de thèse, l'indice de Moran a permis d'apprécier l'auto corrélation spécifique entre deux catégories de forêts, et de conclure qu'il y

avait eu un processus de fragmentation des massifs forestiers de la zone de transition guinéo-congolaise. Cette méthode pertinente est facile à reproduire si les entités de forêts sont clairement délimitées.

Dans le chapitre 7, pour apprécier l'influence de la fragmentation sur la dynamique des espèces ligneuses emblématiques, la variabilité morphologique des espèces emblématiques entre grappes et entre individus a été réalisée, suivant les descripteurs morphologiques proposés par Ouédraogo, (1995) ; Kouyaté, (2005) ; Ouinsavi (2011) ; N'Danikou, (2006) et Gbèmavo, (2014). Le dispositif de collecte de ces données sur ces espèces emblématiques monoïques pour la plupart, est inspirée de la méthode Ripley mise à jour par Walter (2006). Cette méthode considère que le jeu de données disponible est « semis de points » sur un espace rectangulaire. Chaque point représente la position du centre d'une plante, d'un arbre, selon ses coordonnées (x, y), l'espace rectangulaire étant la fenêtre utilisée dans l'analyse. À chaque point peut être associé un ensemble d'attributs quantitatifs (diamètre du tronc, hauteur de la couronne, etc.) et qualitatifs (taxon, modèle architectural, tolérance à l'ombre, vitalité, etc.). Ce type de données convient à un traitement statistique spatial utilisant la méthode de Ripley. La difficulté de cette méthode est de satisfaire à la condition de disposer d'un échantillon de 30 pieds de chaque espèce dans une même placette rectangulaire, centré sur un pied plus âgé. Une autre difficulté est de se focaliser sur les espèces à dbh1,30 ≥ 10 cm et de laisser les données sur la régénération.

Enfin au chapitre 8, le suivi de la dynamique spatiale et de la prédiction de l'avenir des forêts sacrées a été difficile, à cause de la petitesse de leur superficie et de la non disponibilité des cartes anciennes d'occupation du sol (ex 1900). Pour contourner cette difficulté, des cartes d'occupation de la zone d'étude (grappe) sont réalisées à partir de trois scènes d'images satellite Landsat des années 1974 (Landsat Multi-Spectral Scanner), 1986 (Landsat Thematic Mapper) et 2010 (Landsat Enhance Thematic Mapper plus). Les résultats obtenus ont été analysés suivant la méthode de prédiction de l'avenir utilisée par Padonou *et al*. (2015).

9.2 Conclusion et perspectives

En introduction de ce travail de thèse, les arguments justifiant la nécessité de prendre en compte les dynamiques spatiales des écosystèmes, ont été évoqués. Au moment de conclure les présents travaux de thèse, il semble donc judicieux d'établir le bilan de ce que l'analyse de la revue littéraire et de la méthodologie d'études de la fragmentation des forêts, a permis de mieux cerner les façons d'aborder cette thématique et les perspectives qu'offrent les approches d'études existantes. La combinaison judicieuse de deux approches d'étude de la fragmentation, à savoir l'approche spatiale et fonctionnelle puis l'approche spatiale et statistique, a été pertinente et a conduit à des résultats satisfaisants qui ouvrent d'autres perspectives.

Dans un effort de démontrer la gamme variée des services et bénéfices fournis par les écosystèmes de forêts sacrées, l'étude des perceptions locales et de l'importance des services et fonctions des forêts sacrées, a permis de confirmer six services et bénéfices fournis par les catégories de forêts sacrées existant au sud-est Bénin. Les forêts des dieux ou de génies, encore appelées forêts des divinités, fournissent plus de services et par conséquent sont les plus soumises à la pression anthropique croissante. Ainsi, la dynamique externe et interne des forêts sacrées, perçue par les populations se résume à une diminution de taille avec des espèces ligneuses emblématiques des forêts sacrées en voie de disparition. Les causes de cette régression sont prioritairement anthropiques. Cette étude a également révélé que malgré les restrictions et interdictions d'accès et d'exploitation des ressources, les forêts sacrées continuent de subir l'empiètement de leur superficie et la dégradation de leur diversité biologique. Toutefois, les forêts de sociétés secrètes sont les mieux protégées, à cause des restrictions et interdictions d'accès et d'exploitation des ressources forestières, mises en place.

A cette étape des présents travaux de thèse, on note l'importance de disposer d'informations précises sur les valeurs économiques de ces écosystèmes naturels sacrés, afin d'adopter une approche intégrée de développement économique, de conservation et d'utilisation durable de ces écosystèmes, en

prospectant les nouveaux paradigmes forestiers (éco-touristique, nature, évènement cultuel, éducation).

L'étude de la perception qu'ont les populations, des facteurs déterminants de la fragmentation des forêts, a permis de retracer l'origine des végétations et le processus historique à la base de la sacralisation des forêts sacrées. Elle a permis de comprendre que les reliques de forêts sacrées ne sont pas toutes d'origine de forêts préexistantes. On retiendra notamment que les sites historiques, les jachères et les savanes qui ont été longtemps mis en défends, sont aujourd'hui, des forêts. Le processus de sacralisation est, à l'origine, lié à l'histoire de migration des peuples de la zone. L'étude a également permis de comprendre pourquoi les forêts sacrées ont régressé de superficie malgré la limitation d'accès et d'utilisation. Les facteurs anthropiques confortés par les différentes politiques agraires du Bénin, sont les déterminants de cette dynamique régressive des forêts et de leur isolement, donc de la fragmentation forestière. Prenant en compte ces déterminants, la stratégie de conservation et d'utilisation durable à développer, devra être inclusive au niveau local avec un renforcement de l'autorité traditionnelle dans la gestion, la promotion des normes de protection et de gestion des divinités des sociétés secrètes et la promotion d'un cadre juridico-technique adapté de gestion. Dans ce cadre, l'intégration des forêts sacrées dans le système national des aires protégées constituera une avancée notable.

L'évaluation de la fragmentation des écosystèmes forestiers par la connectivité ligneuse des forêts sacrées aux forêts classées, nous a permis de mieux comprendre qu'il y a eu fragmentation. Tout d'abord, nous avons pu forger un modèle d'étude et d'appréciation de la fragmentation d'un massif forestier ancien, à partir de la composition floristique et de la structure des peuplements ligneux de différentes catégories de forêts. Cette méthode est simple, peu complexe, robuste et reproductible. Ensuite, les résultats ont montré que le massif forestier ancien de la zone a subi effectivement un processus de fragmentation, déterminé par les actions anthropiques. Les structures des forêts sacrées par grappe révèlent un avenir incertain de la population ligneuse. La réduction croissante du nombre d'individus d'avenir, pourrait à court terme,

occasionner la menace et l'extinction des espèces ligneuses. Enfin, les résultats ont permis de comprendre que la méthode n'est efficace que dans la condition où les différentes catégories de forêts n'ont pas subi de perturbations ou en ont subi de façon plutôt légère. Ce résultat ouvre des perspectives intéressantes pour l'administration forestière et aux gestionnaires des forêts sacrées, pour mieux repenser la question de l'aménagement des forêts.

Enfin, des résultats préliminaires semblent suggérer que la structure originelle d'occupation du sol de la zone d'étude a été profondément modifiée en 36 ans, avec un bilan global du changement négatif. Les facteurs intervenant sur les changements d'utilisation des sols sont complexes. La situation actuelle de l'occupation du sol est le résultat de processus multiples qui agissaient à différentes échelles. En interrogeant sur l'histoire du développement agricole de la zone, on retient que les facteurs anthropiques confortés par les différentes politiques agricoles du Bénin, sont les déterminants de la dynamique régressive du couvert forestier, qui conduit à la fragmentation des forêts.

Les scénarii futurs des formations forestières développés en utilisant le modèle de Markov avec des matrices de transition annualisées (1974-1986 ; 1986-2010 et 1974-2010), ont confirmé cette dynamique et révélé qu'à l'horizon 2050, les formations forestières vont sensiblement régresser ou disparaitre dans toutes les trois grappes. Les forêts sacrées, normalement n'échapperont pas à cette tendance. Elles pourraient régulièrement être empiétées par les zones de cultures et les zones d'habitations. Toutefois, prenant en compte d'autres facteurs qui confortent leur légitimité locale, les forêts classées ne subiront pas les mêmes vitesses de régression que les forêts ordinaires. En effet, les forêts sacrées, principaux lieux de culte des divinités *Vodoun*, seront toujours respectées et protégées par des interdits, aussi longtemps que les adeptes, garants de cette tradition existeront au niveau local. De plus, prenant en compte les services écosystémiques qu'elles offrent à la population locale, notamment le cultuel et le médicinal, les forêts sacrées persisteront et ne connaitront pas la même vitesse de dégradation. Prenant en compte l'effet de la mondialisation et de la modernité sur la religion traditionnelle qui est en chute croissante de valeur, le risque est grand de voirs'effriter et s'interrompre les pratiques

cultuelles qui maintiennent les divinités. Ainsi, le maintien et la persistance des forêts sacrées dans les localités doit passer par l'amélioration de la santé des écosystèmes forestiers sacrés. Une telle dynamique augmenterait les biens et services, impacterait directement les systèmes de production des communautés locales et renforcerait leurs revenus et leurs capacités de résilience à la pauvreté.

Au terme des travaux de cette thèse, les perspectves en terme d'aménagement et de gestion durable des forêts sacrées se focaliseront sur :

- le caractère « sacré » reconnu à ces ilots de forêts sera renforcé à cout terme notamment en developpant le cadre juridique et institutionnel de gestion des forêts sacrées, qui restaure l'autorité du pouvoir traditionnel et l'implication des autorités communales
- la responsabilisation et l'inclusion de tous les acteurs (féticheurs, gestionnaires, collectivités locale, rois, responsable religieux et allochtones) dans une stratégie de conservation et d'utilisation durable des forêts sacrées au niveau locale en leur dotant de plans de gestion et d'aménagement des forêts sacrées et des normes et règles de valorisation.
- La sécurisation foncière des forêts sacrées étant déterminante pour leur persistance, il devient nécessaire de promouvoir leur statut, d'aire protégée communautaire.
- Le rétablissement de l'interconnections des forêts sacrées en se basant sur la connecxion spécifique entre les espaces forestiers d'intérêt et sur les liens physiques (réseau hydrographique, haies et allées forestières, etc.) structurant l'espace qui permettront de reconstituer des ensembles harmonieux d'espaces naturels de forêts sacrées aménagés interconnectés avec un apport des espèces ligneuses emblématiques adaptées.

En termes d'implication pour la recherche, l'étude de la fragmentation et de la dynamique de distribution des forets naturelles sacrées dans la zone guinéenne du Benin mériterait d'être poursuivie, notamment en developpant la même méthodologie dans d'autres régions du Bénin. Il sera également interressant d'aborder l'étude des traces migratoires des groupes linguistiques de la zone et leur lien avec la création ou l'intitutionnalisation des forêts sacrées.. Pour mieux

penser la concervation et le maintien des forêts sacrées dans les localités, il est important de cerner la dynamique de l'animisme et ses conséquences sur la conservation des forêts sacrées et leurs valeurs écosystémiques dans l'économie d'échelle. Il serait également judicieux de caractériser les espèces ligneuses emblématiques, du point de vue morphologique, biochimique et moléculaire, de manière à différencier les individus dans une perspective d'adaptation des plans de gestion, de restauration et d'aménagement des forêts sacrées. La dynamique des lisières dans l'étude des patrons de répartition spatiale des forêts sacrées permettra de préciser les principes d'organisation des communautés et de contribuer à une« gestion optimisée » des lisières. Enfin, l'approche interdisciplinaire, par la prise en compte de paramètres démographiques, socio-économiques, historiques ou encore juridiques ouvre la voie à une meilleure compréhension des relations entre nature et société, biodiversité et gestion.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Abric, J.C., (1989), L'étude expérimentale des représentations sociales, in : Jodelet, D. (Ed.), Les représentations sociales, Paris : PUF, 189-203.

Abric, J.C.1984. A theoretical and experimental approach to the study of social representations in a situation of interaction. In: R. Farr, S. Moscovici (Eds.) Social Representations, Cambridge University Press, 169-183

Achard F., Eva H.D., Stibig H.J., Mayaux P., Gallego J., Richards T., Malingreau J.P. 2002. Determination of deforestation rates of the world's humid tropical forests. Science, 297(5583), 999-1002.

Adjadi E. 2012. Le développement du palmier à huile sélectionné au Bénin. Rapport d'étude. Actualisation des superficies plantées. CRAPP/Pobè, p. 9.

Adjakpa J. B., Dassoundo H. A1, Yedomonhan H., Weesie P. D. M.et Akpo E. L. 2011. Diversité du peuplement ligneux d'une forêt dense en zone sub-humide : Cas de la forêt de Sakété dans le sud-Bénin en Afrique de l'Ouest. *Int. J. Biol. Chem. Sci. 5*(6): 2291-2305. http://ajol.info/index.php/ijbcs

Adjanonhoun 1968

Adjossou K. 2004. Diversité floristique des forêts riveraines de la zone écologique IV du Togo. Mém. DEA biologie de développement, option biologie végétale appliquée Univ. Lomé, p.75.

Adomou A.C. 2005. Vegetation patterns and environmental gradients in Benin : implications for biogeography and conservation. PhD thesis.. University of Wagennegen, Pays-Bas. 150p

Adou Yao C., Bakayoko A., Akpatou K. B., N'Guessan K. 2011. Impacts de pressions anthropiques sur la flore et la structure de la végétation dans la forêt classée de Monogaga, Côte d'Ivoire. *Journal of Animal & Plant Sciences,* 2011. Vol. 12, Issue 2: 1560-157259. http://www.biosciences.elewa.org/JAPS

Afouda F., Salako P. M. A.et Yabi I. 2014. Instabilité intra-saisonnière des pluies de la grande saison agricole dans la commune de Kétou au Bénin. *Revue de géographie du laboratoire Leïdi–ISSN* 0851 –2515 – N°12, décembre 2014

Agbagwa I.O.A., Ndukwu B.C. 2014. Oil and gas pipeline construction-induced forest fragmentation and biodiversity loss in the Niger Delta. *Nigeria Natural Resources* 5: 698-718.

Agbahungba G., Sokpon N et Gandé Gaoué O. 2001. Situation des ressources génétiques forestières du Bénin. FAO, SAFORGEN d'IPGRI. Centre Danida de Semences Forestières (DFSC) et Conseil International pour la Recherche en Agroforesterie (ICRAF).

Agbo V. et Sokpon N., 1998. Répertoire des forêts sacrées du Bénin. Projet CRDI n°95-8170. Université Nationale du Bénin, Cotonou, Bénin

Akindélé A., Yabi I. et Afouda F. 2012. Production agricole dans la commune de Kétou : vulnérabilité aux contraintes climatiques et possibilités d'adaptation. Les Cahiers du CBRST N°2, pp. 124-144.

Ago E.E., 2001. Contribution à la conservation de la biodiversité dans les zones humides : dénombrement des hippopotames et leurs interactions avec les populations du Mono et du Couffo au Sud-ouest du Bénin. Rapport d'étude CBDD/CN-UICN, Bénin. 29 p + annexes.

Agossou, N. 2012 Les villes du Bénin méridional : entre nature et culture ? , Géographie et cultures [En ligne], 62-2008, URL : http://gc.revues.org/2384 ; DOI : 10.4000/gc.2384. Agron. Soc. Environ., 17 (3), 450-462.

Aguilar, R., Ashworth, L., Galetto, L., and Aizen, M. A. 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation : review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters* 9, 968-980.

Aholoukpè H., Vissoh V. P., Amadji G., Deleporte P., Dubos B., Nodichao L., Glèlè Kakaï R., Chotte J.L., Blavet D. 2013a. Typologie des plantations villageoises de palmier à huile (Elaeis guineensis Jacq.) dans le département du Plateau au Bénin. Accepté dans *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 7 (3) : 978-999.

Akoègninou A., 1984. Contribution à l'étude des îlots de forêts denses, humides semi-décidues en République populaire du Bénin. Thèse de 3ème cycle. Université de Bordeau III, 250 p.

Akoègninou A., 2004. Les Forêts naturelles du Bénin. Thèse d'Etat. Université d'Abidjan-Cocody. 350 p.

Akoègninou. 1998. Les forêts humides semi décidues du Sud Bénin. *J. Rech. Sci. Univ* Bénin (Togo) 1998 2(1) : 125-131

Akognongbé A., Abdoulaye D., Vissin E. W., Boko M. 2014. Dynamique de l'occupation du sol dans le bassin versant de l'Oueme à l'exutoire de Bétérou (Bénin). Laboratoire d'Etude des Climats, des Ressources en eau et de la Dynamique des Ecosystèmes. Université d'Abomey-Calavi. BP 1338,.Afrique SCIENCE 10(2) (2014) 228 - 242 228 ISSN 1813-548X, http://www.afriquescience.info

Akpagana K. 1989. Recherche sur les forêts denses humides du Togo. Thèse de doctorat. Université de Bordeaux III, France.

Akpagana K., Arnason J.T., Akoegninou A., Bouchet P. 1998. La disparition des espèces végétales en Afrique tropicale. Cas du Togo et du Bénin en Afrique de l'Ouest. *Le Monde des Plantes*. N° 463 : 18-20.

Ali K.F.M.R., Odjoubere J., Tente A.B.H. et Sinsin B. 2014. Caractérisation floristique et analyse des formes de pression sur les forêts sacrées ou communautaires de Basse Vallée de l'Ouémé au Sud–Est du Bénin. *Afrique science*. 10 (2) : 243-257.

Alignier A., 2010. Distribution des communautés végétales sous l'influence des lisières forestières dans des bois fragmentés. Thèse de doctorat en Sciences Ecologiques, Vétérinaires, Agronomiques et Bioingénieries.

Alohou E. C., Gbemavo D.S.J.C., Ouinsavi C., Sokpon N. 2016. Local perceptions and importance of endogenous beliefs on sacred groves conservation in South Benin.International Journal of Biodiversity and Conservation Vol.8 (5), pp. 105-112.

Alohou E. C., Ouinsavi C., Sokpon N. (2016). Facteurs déterminants de la fragmentation du bloc forêt classée-forêts sacrées au Sud-Bénin. *Journal of Applied Biosciences* 101: 9618 – 9633.

Alongo S., Visser M., Drouet T., Kombele F., Colinet G., Bogaert J. 2013. Effets de la fragmentation des forêts par l'agriculture itinérante sur la dégradation de quelques propriétés physiques d'un Ferralsol échantillonné à Yangambi, R.D. Congo. *Tropicultura* 31 (1): 36-43.

Andrade T. O. 2010. Influence de la connectivité du paysage sur la biodiversité. Rapport bibliographique. Université de Renne 1. 22p

Andrèn H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. Oikos 71, (3): 355-366.

Andrieu J. 2010. Commentaire de la carte des changements de l'occupation du sol dans les rivières-du-sud. CFC (N°203 - Mars 2010) 23-42p

Andrieu E, Ladet S, Heintz W, Deconchat M (2011) History and spatial complexity of deforestation and logging in small private forests.Landsc Urban Plan 103:109–117

Andrieu, E., Ladet, S., Heintz, W. & Deconchat, M. 2010. Reconstruction of the spatial complexity of management history in small private forests. Landscape and Urban Planning, soumis.

Anignikin, S., 2001. Histoire des populations Mahi : À propos de la controverse sur l'ethnonyme et le toponyme "Mahi'". *Cahier d'Etudes Africaines*.2001/2 (n° 162) pages 243 245.

Arouna, O., 2012. Cartographie et modélisation prédictive des changements spatio-temporels de la végétation dans la commune de Djidja au Bénin : implications pour l'aménagement du territoire. Doctorat unique Université d'Abomey-Calavi (Bénin).

Assaba H. M.2009: Variabilité climatique et dynamique des états de surface dans l'Ouémé inferieur : cas de la rivière Sô. Mémoire de Maîtrise de Géographie. FLASH/UAC/ Bénin, 2009, 85 pages.

ASECNA, 2010. Les données météorologiques des stations de Kétou et Bonou et synoptiques de Bohicon et Cotonou,. 210 p

Asner G. P., Keller M., Silva J. N. M. 2004. Canopy damage and recovery after selective logging in Amazonia: field and satellite studies. Ecol. Appl., 14(4), S280-S298.

Asner G. P., Knapp D. E., Broadbent E. N., Oliveira P. J. C., Keller M., Silva J. N. M. 2005. Selective logging in the Brazilian Amazon.Science, 310(5747), 480-482.

Assi- Kaudjhis, C. 2011. Dynamique des écosystèmes et biodiversité des montagnes du Cameroun au cours des derniers 20 000 ans. Analyse palynologique d'une série sédimentaire du lac Bambili. Thèse présentée et soutenue le 13 Avril 2011 pour obtenir le grade de Docteur en Sciences. Université de Liège.

Assogbadjo A.E., Glèlè Kakaï R., Chadare F.J., Thomson L., Kyndt T., Sinsin B., Van Damme P. 2008. Folk classification, perception and preferences of baobab products in West Africa: consequences for species conservation and improvement. *Economic Botany.* 62 (1) : 74 - 84.

Aubreville, A.I952 Prospection en chambre, Bois et Forets des Tropiques, 21: 42-47.

Aubreville A. 1937. Les forêts du Dahomey et du Togo. In Bulletin du Comité d'études historiques et scientifiques de l'A.O.F. Paris, Larose, 1-112.

Azontondé A H. 1993 : Dégradation et restauration des terres de barre (sols ferralitiques faiblement désaturés argilo-sableux) au Bénin. Cahiers ORSTOM, *Série Pédologie*., vol. XXVIII, n°2 217-226 pp.

Baco N. 2007. Gestion locale de la diversité cultivée au Nord Bénin: éléments pour une politique publique de conservation de l'agro-biodiversité de l'igname (Dioscorea spp. Thèse de doctorat. Université d'Orléans. Orléans, 406 p.

Baguette M., Blanchet S., Legrand D., Stevens V.M., Turlure C. 2013. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks » *Biological Reviews*,88(2):310-326. lien : http://simon.blanchet1.free.fr/pub/Baguette%20et%20al_Biol%20Rev_%202012.pdf

Bakayoko A. 2005. Influence de la fragmentation forestière sur la composition floristique et la structure végétale dans le Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse de doctorat : Université de Cocody-Abidjan, Côte d'Ivoire.

Bamba I. 2010. Anthropisation et dynamique spatio-temporelle des paysages forestiers en République Démocratique du Congo. Thèse de Doctorat. Service d'Écologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Faculté des Sciences, Université Libre de Bruxelles, Belgique.181 p.

Bamba I., Barima Y.S.S., Bogaert J. 2010. Influence de la densité de la population sur la structure spatiale d'un paysage forestier dans le bassin du Congo en R.D. Congo. *Tropical Conservation Science* 3(1):31-44.

Barbault, R. (1992) : Ecologie des peuplements, structure et dynamique de la biodiversité. Paris : Masson 1992. 288p.

Barima Y.S.S., Barbier N., Ouattara B.& Bogaert J. 2010. Relation entre la composition floristique et des indicateurs de la fragmentation du paysage dans une région de transition forêt-savane ivoirienne. *Biotechnol. Agron*. Soc. Environ. 14(4), 617-625.

Barrow E.& Pathak N. 2005. Conserving 'unprotected' protected areas – communities can and do conserve landscapes of all sorts. In: *Brown J., Mitchell N. et Beresford* M. (Eds). 2005. The Protected Landscape Approach: Linking Nature, Culture and Community. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN.

Bartholomé, E., Belward, A. S., Achard, F., Bartalev, S., Carmona-Moreno, C., Eva, H., Fritz, S., Grégoire, J.-M., Mayaux, P. and Stibig, H.-J. 2002. Global Land Cover mapping for the year 2000. EUR 20524 EN, European Commission, Luxembourg.

Baudry J., Le Cœur D., Chauvel B., Thenailz C.&, Petit S. 2008. Les apports de l'écologie du paysage pour comprendre la dynamique de la flore adventice. *Innovations Agronomiques*3 : 49-60.

Becker G, Seeling U and Wernsdorfer H. 2005.Relationship between silvicultural methods and beech woodquality - the German experience.Relations entre la sylviculture et la qualite du bois de Hetre: l'experience Allemande. *Revue Forestiere Francaise* 57:227-238.

Bergès, A.C. Dumas I. Dupouey,Y. J.L. 2010. Does the effect of forest roads extend a few meters or more into adjacent forest? A study on understory plant diversity in managed oak stands.Forest *Ecology and Management,* 259, 8, p. 1546-1555

Berthoud G. 2010. Guide méthodologique des réseaux écologiques hiérarchisés

Bettina Grün, Ioannis Kosmidis, Achim Zeileis (2012). Extended Beta Regression in R: Shaken, Stirred, Mixed, and Partitioned. Journal of Statistical Software, 48(11), 1-25. URL http://www.jstatsoft.org/v48/i11/.

Bhagwate S., Rutte C. 2006. Sacred Groves: potential for biodiversity management. Frontiers of *Ecology and the Environment*.4 (10) : 519–524.

Blanc-Pamard, C., Peltre, P. 1987 - Remarques à propos de "Écologie et histoire : les origines de la savane du Bénin". Cahiers d'Études Africaines, 107-108 (XXVII-3-4) : 419-423.Blondel, J.1995 : Biogéographie : Approche écologique et évolutive. Paris : Masson, 1995 (écologie 27).

Bogaert J., Bamba I., Kabulu J.P., Koffi K.J., De Cannière C., Visser M., Sibomana S. 2008. Fragmentation of Forest Landscapes in central Africa: causes, consequences and management. In: Patterns and Processes in Forest Landscapes: Multiple Use and Sustainable Management. Lafortezza, R., Chen, J., Sanesi, G., Crow, Th. R. (Eds.), pp. 67-87. Springer, Verlag, New York.

Bogaert J., Ceulemans R. & Salvador-Van Eysenrode D. 2004. Decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. Environ. Manage., 33(1), 62-73.

Bogaert, J., Bamba, I., Kabulu, J. P., Koffi, K. J., De Cannière, C., Visser, M. and Sibomana, S. 2008. Fragmentation of Forest Landscapes in central Africa : causes, consequences and management. In: Patterns and Processes in Forest Landscapes: Multiple Use and Sustainable Management. Lafortezza, R., Chen, J., Sanesi, G., Crow, Th. R. (Eds.), pp. 67-87. *Springer, Verlag*, New York.

Bohling G. 2005. Introduction to geostatistics and variogram analysis. 20p

Bokonon-Ganta B.E. 1987. Les climats de la région du Golf du Bénin (Afrique de l'Ouest). Thèse du doctorat de troisième cycle en climatologie; Université de Paris IV - Sorbonne; 226 pages + Annexes.

Bolger, D.T., Suarez, A.V., Crooks, K.R., Morrison, S.A.& Case, T.J. 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age, and edge effects. Ecological Applications 10: 1230–1248.

Bonou W., Glèlè Kakaï R., Assongbadjo A.E., Fonton H.N., Sinsin B. 2009. Characterisation of Afzelia africana habita in Lama forest reserve on Benin. Forest Ecol. Manag., 258, 1084-1092.

Boraiah K.T., Vasudeva R. Bhagwat, S.A. et Kushalappa C.G. 2003. Do informally managed sacred groves have higher richness and regeneration of medicinal plants than state-managed reserve forests? *Current Science*. 84 (6) : 804–808.

Bossou B., 2001 Contribution à l'aménagement de la forêt classée de Dogo-Kétou : Structure et dynamique des différents groupements végétaux et périodicité de coupe. Mémoire de DESS, aménagement et gestion des ressources naturelles, option : sciences et techniques forestières. FSA/UAC, 159 p. + annexes

Boucho N.J. 1975. Précisions des mesures de superficies par comptage de points. *Ann. Sci. Forest*. 32(2) : 131-134.

Bouko, S.B., Sinsin, B., Soulé, G.B. (2007). Effets de la dynamique d'occupation du sol sur la structure et la diversité des forêts claires et savanes du Bénin. *Tropicultura*, 25 (4) : 221-227.

Bret B. 2005. Les notions d'intégration et de fragmentation, approche géographique (Integration and fragmentation, a geographical approach). *Bulletin de l'Association des Géographe français* 82 (4) : 387-392.

Brook, B. W., Tonkyn D. W., O'Grady J. J., et Frankham R. 2002. Contribution of inbreeding to extinction risk in threatened species. *Conservation Ecology* 6.

Brum, H.D., Nascimento, H., Laurance, W.F., Andrade, A., Laurance, S.G., Luizão, R., 2008. Rainforest fragmentation and the demography of the economically important palm Oenocarpus bacaba in central Amazonia. *Plant Ecol*. 199, 209–215

Bruna, E.M. and Oli, M.K. 2005. Demographic consequences of habitat fragmentation for an Amazonian understory plant: analysis of life-table response experiments. Ecology 86: 1816–1824.

Burel F.et Baudry J. 1999. Ecologie du paysage: concepts, méthodes et applications. Paris: Lavoisier, pp. 359.

Cabacinha C.D. & de Castro S.S., 2009. Relationships between floristic diversity and vegetation indices, forest structure and landscape metrics of fragments in Brazilian. *Cerrado.For. Ecol. Manage*., 257(10), 2157-2165.

Carignan V., Villard M.-A. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 78 : 45-61.

Cattaruzza A. 2010, « Fragmentation : cloisonnement et/ou recomposition de l'espace politique ? », L'Espace Politique 11, 2.

Caughley, G. & Gunn, A., 1996.Conservation Biology in Theory and Practice.Blackwell Science, Inc. 459 pp

Chakir R. et Madignier A. 2006. Analyse des changements d'occupation des sols en France entre 1992 et 2003. Revue économie rurale. p. 59-68. http://economierurale.revues.org/1920

Chatterjee S., Gokhale Y., Malhotra K.C. et Srivastava S. 2004. "Sacred Groves in India : an overview". In: Dudley N., Higgins-Zogib L. etMansourian S. 2005. "Beyond Belief, Linking faiths and protected areas to support biodiversity conservation".A research report by WWF, Equilibrium and The Alliance of Religions and Conservation (ARC). Available online at : http://assets.panda.org/downloads/beyondbelief.pdf.

Chave J. 2000. Dynamique spatio-temporelle de la foret tropicale : influence des perturbations climatiques et étude de la phytodiversité, thèse de l'université Paris-Sud, Orsay, France.

Chebbil H., Pascual-Villalobos M.J., Cenis J.L., Correal E.1995. Caractérisation morphologique et moléculaire des espèces ligneuses du genre Medicago. Fourrages (1995) 142,191-206

Chevalier A. 1933. Les bois sacrés des noirs, sanctuaire de la nature. C.R. de la Société de Biogéographie, 37 p.

Çinlar, E., 1975. Introduction to Stochastic Processes.Prentice-Hall, Englewood Cliffs.

Clerici, N., Bodini, A., Eva, H.D., Grégoire, J.-M., Dulieu, D., Paolini, C., 2006. Increased isolation of two biosphere reserves and surrounding

protected areas (WAP Ecological Complex, West Africa). *Journal for Nature Conservation* 15, 26-40.

Cochrane, M.A. 2003. Fire science for rainforests. Nature, 421: 913–919.

Collier K., Smith B.J. 2000, Interactions of adult stoneflies with riparian zones I. Effects of air temperature and humidity on longevity. *Aquat. Insects* 22 (4):275-284.

Congalton, R.G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data.*Remote Sensing of Environment* 37, 35-46.

Congalton, R.G., Green, K., 1999. Assessing the Accuracy of Remotely Sensedata: Principles and Practices.CRC Press, Boca Raton.

Connell, J. H., 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199: 1302-1310.

Cormier L., 2011. Les trames vertes : entre discours et matérialités, quelles réalités ? Thèse de doctorat en Géographie aménagement de l'espace, Université d'Angers. 386p

Cornevin, R. 1981. La République Populaire : du Bénin : Des Origines Dahoméennes à nos jours, Paris, Éd. G.P. Maisonneuve et Larose, 1981, 585 p.

Coulson, T., Benton T., Lundberg P., Dall S., et Kendall B. 2006. Putting evolutionary biology back in the ecological theatre : a demographic framework mapping genes to communities. *Evolutionary Ecology Research* 8 :1155_1171.

Courquin Betty, 2012. Prise en compte de l'adaptation locale et de la dépression hydrique en biologie de la conservation. Exemple de Biscutella neustriaca endemique de la Haute Normandie. These de doctorat. Université de Lilles 1 173 pages

Dagnelie P. 1998a. Calcul de la taille de l'échantillon. 3p.

Dagnelie P. 1998b. Statistiques théoriques et appliquées. Brussels : De Boeck, 517 p.

Daïnou K. 2012. Structuration de la diversité génétique du genre Milicia: taxonomie, phylogéographie, dynamique des populations. Thèse de doctorat. Université de Liège - Gembloux Agro-Bio Tech, 178 p.

Danjuma D.F., Samuel M.G, Manu S.A.2014. The Effect of Fragmentation and Land Use Types on Bannerman's Weaver Ploceusbannermani (A Globally-Threatened Bird Species) on the Obudu Plateau, Southeast Nigeria. *Journal of Natural Sciences Research4, (19):*91-97.

Danjuma D.F., Samuel M.G., Manu S.A. 2013. The effects of forest fragmentation on species richness on the Obudu Plateau, south-eastern Nigeria. *African Journal of Ecology* 51(1): 32-36.

Dang Q, Mazumbar S, Houck PR. (2008). Sample size and power calculations based on generalized linear mixed models with correlated binary outcomes. Comput. Methods Programs Biomed.91:122–127.

Dassot M. 2013. Relations entre morphologie, croissance, bois de réaction et contraintes de maturation. Apport de la technologie LiDAR terrestre pour répondre à des questions écologiques et sylvicoles. Thèse de doctorat pour l'obtention du grade de Docteur Agro Paris Tech.Spécialité : Sciences Forestières et Sciences du Bois. Laboratoire d'Études des Ressources Forêt-Bois (LERFoB). UMR 1092 INRA-AgroParis Tech, 14 rue Girardet, 54042 Nancy, France.

Décamps H., Décamps O. 2009. « Organisation de l'espace et processus écologiques », *Économie rurale, 297-298* | janvier-avril 2007, mis en ligne le 01 mars 2009. URL :http://economierurale.revues.org/index1990.html.

Dechamps R., Lanfranchi R., Le Coq A., Schwartz D. 1988..Reconstitution d'environnements quaternaires par l'étude de macrorestes végétaux (pays Batéké R.P. du Congo), *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 66, 33*.

Deconchat M., Gibon A., Cabanettes A., du Bus de Warnaffe G., Hewison M., De Garine E., Gavaland A., Lacombe J.-P., Ladet S., Monteil C., Ouin A., Sarthou J.P., Sourdril A. &Balent G. 2007. How to set up a research framework to analyze social–ecological interactive processes in a rural landscape. *Ecology and Society, 12, 15*.

DeFries R. Achard F., Brown S. 2007. Earth observations for estimating greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries. *Environ. Sci. Policy, 10(4), 385-394.*

Devineau J.L. 1976. Principales caractéristiques physionomiques et floristiques des formations forestières de Lamto (Moyenne Côte d'Ivoire). *Annales de l'Universite d'Abidjan*, serie E,9, pp.274- 303.

Djègo J, Oumorou M. 2009. Phytosociologie de sous-bois et impact des plantations forestières sur la diversité floristique dans la forêt classée de la Lama. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin, 12(1): 35-54.*

Djègo J, Sinsin B. 2007. Structure et composition floristique de la forêt classée de la Lama. Quelles aires protégées pour l'Afrique de l'Ouest ? 354-368P

Dormann, C. F. McPherson J M., Araujo M.B., Bivand R., Bolliger J., Carl G., Davies R.G., Hirzel A., Jetz W., Kissling W.D., Kuhn I., Ohlemuller R.,.Peres-Neto P. R., Reineking B., Schroder B., Schurr F.M. and Wilson R. 2007. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography 30: 609-628.*

Douglas Bates, Martin Maechler, Ben Bolker, Steve Walker (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. Journal of Statistical Software, 67(1), 1-48. doi:10.18637/jss.v067.i01.

Dufrêne M. 2003. Fragmentation des habitats, Méta-populations, Conséquences de la fragmentation sur les populations. Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement (DGRNE). Système d'Informations sur la Biodiversité en Wallonie (SIBW) – Observatoire de la Faune, de la flore et des Habitats, Belgique.
http://mrw.wallonie.be/dgrne/sibw/outils/methodo/fragmentation.htm

Dufrêne M. & Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr., 67(3), 345-366*.

Dupuy, B. 1998. Bases pour une sylviculture en forêt dense tropicale humide africaine. Serie FORAFRI No.Document 4. Montpellier, France, CIRAD-Foret. 346p.

Duvall CS. 2009. Ceiba pentandra (L.) Gaertn. In Plant Resources of Tropical Africa/Ressources Végétales de l'Afrique Tropicale, Brink M, Achigan-Dako EG (eds). PROTA : Wageningen, Pays Bas.

Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34: 487-515.*

Fandohan B., Gouwakinnou G.N., Fonton N.H., Sinsin B., Liu J. 2013. Impact des changements climatiques sur la répartition géographique des aires favorables à la culture et à la conservation des fruitiers sous-utilisés: cas du tamarinier au Bénin. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ. 2013 17(3*), 450-462. http:// www.pressesagro.be

Fanou, L. 2008. Rentabilité financière et économique des systèmes de production maraîchers au Sud-Bénin: une application de la Matrice d'Analyse des Politiques.

FAO, 2015. Rapport d'Evaluation des ressources forestières mondiales.*www.fao.org/3/a-i4808f.pdf*

FAO,2010. Global forest resources assessment 2010: key findings. pp. 11: www.fao.org/forestry/fra2010

FAO. 2009. Vers une définition de la dégradation des forêts: analyse comparative des définitions existantes. FAO, Programme d'évaluation des ressources forestières, Rome (Italie), Document de travail 154, 66 p.

FAO,. 2002. Rapport principal Evaluation des ressources forestières mondiales 2000. 456 P.

Favrichon V. 1991. Sur quelques relations entre la croissance des arbres et la structure du peuplement en forêt semi-décidue (République centrafricaine). Mémoire de DEA, Université Pierre-et-Marie-Curie (Paris VI), 40 p

Feeley J. K., Davies S. J., Noorm. N. S., Kassim A. R., Tan S., 2007. Do current stem size distributions predict future population changes? An empirical test of intraspecific patterns in tropical trees at two spatial scales. *Journal of Tropical Ecology, 23: 191-198.*

Ferrari SLP, Cribari-Neto F (2004). Beta Regression for Modelling Rates and Proportions.Journal of Applied Statistics, 31(7), 799–815.

Findlay, C.S., Houlahan, J., 1997. Anthropogenic correlates of species richness insoutheastern Ontario wetlands. *Conservation Biology 1, 1000-1009.*

Fischer J., Lindenmayer D.B., Fazey I. 2004. Appreciating ecological complexity: habitat contours as a conceptual landscape model. *Conservation Biology* 18 (5): 1245-1253.

Fischer, J. and. Lindenmayer D. B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, (Global Ecol. Biogeogr.)(2007) 16 , 265– 280

Fischer, M. & Stocklin, J. 1997. Local extinctions of plants in remnants of extensively used calcareous grasslands 1950–1985. Conservation Biology 11: 727–737.

Floquet A., Barbier B. Maliki R., Dossouhoui F.et Siaka K. 2011. L'igname peut-elle être sédentarisée : étude empirique et prospective grâce à un modèle bioéconomique. https://agritrop.cirad.fr/568524/1/document_568524.pdf

Forman R.T.T. 1995. Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, 632 p.

Forman R.T.T., Alexander L.E. 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics 29: 207-231.*

Fournier S, Muchnik J, Requier-Desjardins D. 2002. Enjeux et contraintes du développement de la filière huile de palme au Bénin : une approche par les systèmes agro-alimentaires localisés. *Les Cahiers d'Outre-Mer [En ligne], 220: 475-494.*

Francisco Cribari-Neto, Achim Zeileis (2010). Beta Regression in R. Journal of Statistical Software 34(2), 1-24. URL http://www.jstatsoft.org/v34/i02/.

Francois Husson, Julie Josse, Sebastien Le, Jeremy Mazet (2016). Facto Mine R: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining. R package version 1.31.5. https://CRAN.R-project.org/package=FactoMineR.

Freitas S.R., Mello M.C.S. & Cruz C.B.M., 2005. Relationships between forest structure and vegetation indices in Atlantic rainforest. *For. Ecol. Manage.*, 218(1-3), 353-362.

Galopin C.C, Gutman P., Maletta N. 1989. Approvisionnement à l'échelle du Globe : développement durable et environnement. Une perspective théorique. *Revue internationale des sciences théoriques. 121, 421-437*

Galvão de Melo, AC et Durigan, G. 2010. Les incendies dans la forêt semi-décidue saisonnière: impact et régénération à la lisière des forêts. Institut forestier, État de São Paulo (Brésil) *Unasylva 234/235, Vol. 61.*

Garcia C., Pascal J.P. et Kushalappa C.G. 2006. Les forêts sacrées du Kodagu en Inde. Ecologie et religion. *Bois et forêts des tropiques. 288 (2) : 5-13.*

Gayibor N. 1985. L'aire culturelle Ajatado, des origines à la fin du XVIIIème siècle. Thèse de Doctorat d'Etat, Paris I. 3 vol.

Gbaguidi F. 1998. Forêts sacrées et conservation de la biodiversité dans le département de 1'Ouémé au Sud - Est du Bénin. Thèse d'Ingénieur Agronome, 164 p.

Gbèmavo J.C., Gandji K., Gnanglè C.,P. AAssongbadjo A.E, Glèlè-Kakaï R. L. 2015 Variabilité morphologiques et conservation des morphotypes de Jatropha curcas Linn. (Euphoriaceae) au Bénin. *Journal of Agriculture and Environment for International Development - JAEID 2015, 109* (1): 55 - 69

Geist H.J., Lambin E.F. 2001. What Drives Tropical Deforestation? A Meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on sub-national case study evidence. LUCC, Report serie n°4, Louvain-la-Neuve. Belgium.

Geldenhuys CJ. 2010. Managing forest complexity through application of disturbance–recovery knowledge in development of silvicultural systems and ecological rehabilitation in natural forest systems in Africa. *Journal Forest Research, 15: 3-13*

GerbeaudMaulin F., Long M. 2008. La fragmentation des milieux naturels. Tome 1 - Etat de l'art en matière d'évaluation de la fragmentation des milieux naturels. Ministère de l'Energie, de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire – Direction Régionale de l'Environnement Provence Alpes Côte d'Azur. 73p

Gibbs, J.P., 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. *LandscapeEcology 13, 263-268.*

Gibson, C., E. Ostrom, and T.-K. Ahn. 2000. The concept of scale and the human dimensions of global change: a survey. *Ecological Economics32:217-239.*

Gilpin, M., et Soulé M., 1986. Conservation biology: The science of scarcity and diversity, Chapter minimum viable populations: Processes of species extinction,

Gleick , J. 1989. La Théorie du chaos. Champs Flammarion. 431.

GlèlèKakaï, R., Bonou, W., Lykke, A.M., 2016. Approche méthodologique de construction et d'interprétation des structures en diamètre des arbres. Annales des Sciences Agronomiques, 20: 99-112.

Gokhale Y. 2003. "Communicating importance of sacred groves to broader audience for conservation of bioculturalheritage".Presented at the CSVPA session at the Vth IUCN World Parks Congress.

Goodchild , F. M.; Thériault, M. 1986. Systèmes d'information géographique: notes de cours Volume 1 : notions de base. National Center for Geographical Information &Analysis (États-Unis), Université Laval. Laboratoire de traitement de l'information géographique LATIG, Département de géographie, Université Laval.

Goodman S. M. et Ratsirarson 1..2000. Ecologie des Hauts Plateaux : changement de la communauté, biogéographieet les effets de l'isolation et de la fragmentation. *Recherches pour le Développement, série Sciences Biologiques,16 : 131- 141*

Goodwin, B.J. and Fahrig L. 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos 99(3):552-570.*[Abstract][PDF reprint]

Goodwin, B.J. 2003. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology 18(7):687-699. [Abstract][PDF reprint]*

Goreaud F. 2004.. Apports de l'analyse de la structure spatiale en forêt tempérée à l'étude et la modélisation des peuplements complexes. Earth Sciences. ENGREF (AgroParisTech), Thèse de doctorat pour obtenir le grade de Docteur de l'ENGREF Discipline : Sciences Forestières 2000. French. <tel-00005747>Hakizimana P., c Bangirinama F., Havyarimana1 F.,

Grime JP. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *J Ecol 86:902 – 10*

Guéneau S. 2011. Vers une évaluation des dispositifs de prise en charge du problème du déclin des forêts tropicales humides, Thèse de doctorat,

spécialité : sciences de l'environnement, option gestion, AgroParisTech, Paris, France.

Guidi- Sovi A. A., 2008.Evaluation technologie pour le choix et l'acquisition d'équipements de transformation du manioc en gari au profit de l'UCAF Adja-Ouéré, Bénin.ADF. 68p

Guillaumet J.-L., 1967. Recherches sur la végétation et la flore de la région du Bas- Cavally (Côte d'Ivoire). O.R.S.T.O.M., Paris. 247 pp.

Guillaumet, J.L. Adjanohoun, E. 1971. La végétation. In :"Le milieu naturel de la côte- d'Ivoire" Mémoire ORSTOM, 50,157-263.

Guinko S. 1974. Contribution à l'étude écologique des savanes marécageuses du bas Dahomey. Thèse de doctorat en sciences. Abidjan ; 141p.

Habonimana B., et Bogaert J. 2011. Analyse de l'effet de la structure spatiale des arbres sur la régénération naturelle de la forêt claire de Rumonge au Burundi. Bull. sci. *Inst. natl. environ. conserv. nat. 9: 46-52*

Haila Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to *landscape ecology. Ecological Applications 12 (2): 321-334.*

Hall, C.A.S., Tian, H., Qi, Y., Pontius, G., Cornell, J., Uhlig, J., 1995. Modelling spatial and temporal patterns of tropical land use change. *Journal of Biogeography 22, 753-757*

Hansen. M.C., Stehman S.V., Potapov, P.V., Loveland T.R., Townshend J.R.G., DeFries, R.S. Pittman K. W., Arunarwati B. Stolle, F., Steininger M. K., Carroll, M., and DiMiceli, C. 2008.Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data.www.pnas.org/cgi/content/full/ 0804042105/DCSupplemental

Hansen. M.C., Stehman S.V., Potapov, P.V., Loveland T.R., Townshend J.R.G., DeFries, R.S. Pittman K. W., Arunarwati B. Stolle, F., Steininger M. K., Carroll, M., and DiMiceli, C. 2008. Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. www.pnas.org/cgi/content/full/ 0804042105/DC Supplemental

Hanski I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Fennici Zoologici*, 37: 271-280.

Hanski I. 2005. Landscape fragmentation, biodiversity loss and societal response. EMBO Reports, 6: 388-392.

Harper K.A., Macdonald S.E., Burton P.J., Chen J., Brosofske K.D., Saunders S.C., Roberts D., Jaiteh M.S., Essen P. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conserv. Biol. 19: 768-782.*

Harris, L.D. 1984. The fragmented forest: Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA.

Harrison, S. & Bruna, E. 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? Ecography 22: 225–232.

Hecht S.B. 1985. Environment, development, and politics: capital accumulation and the livestock sector in Amazonia. *World Development 13 (6): 663-684.*

Heithecker, T.D., Halpern, C.B., 2007. Edge-related gradients in microclimate in forest aggregates following structural retention harvests in eastern Washington. *Forest Ecol. Manag*. 287, 163–173.

Henle, K., Davies, K., Kleyer, M., Margules, C., & Settele J. 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *In: Biodiversity and Conservation 13: 207–251.*

Henle, K., Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., Saundres, D. A. and Wissel, C. 2004. Species survival in fragmented landscapes: Where are we now? *Biodiversity and Conservation 13:1-8.*

Hobbs R. 1993. Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the Western Australian wheatbelt. *Conserv. Biol. 64, 193-201.*

Holbech L. 2005. The implications of selective logging and forest fragmentation for the conservation of avian diversity in evergreen forests of south-west Ghana. Bird *Conservation International 15:27–52.*

Hollander M., Wolfe D.A. 1973. Non parametric Statistical Methods. New York: John Wiley & Sons. Pages 185–194 (Kendall and Spearman tests).

Houndagba C. J., Tente A.B. H., Guedou R. 2004. Dynamique des forêts classéesdans le cours moyen de l'Ouéméau Bénin.Kétou-Dogo et Ouémé-Boukou. http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers15-04/010044708.pdf.

Houessou1 L. G., Teka O., Toko I. Imorou, Lykke A.M. et Sinsin B.. 2013. Land Use and Land-Cover Change at "W" Biosphere Reserve and Its Surroundings Areas in Benin Republic (West Africa). Environment and Natural Resources Research; Vol. 3, No. 2; 2013 ISSN 1927-0488 E-ISSN 1927-0496 Published by Canadian Center of Science and Education

Houinato. M., Delvaux C., & Pauwels L. 2000. Les Eragrostis (Poaceae) du Benin. *Belg. J. Bot.133 (1-2): 21-35.*

Houndénou C. 1999. Variabilité climatique et maïsiculture en milieu tropical humide, diagnostic et modélisation. UMR 50 80 du CNRS, *climatologie de l'espace tropicale*, 341 p.

Hounkpèvi A., Sèdami A.,Yévidé I., Ganglo J.C., Devineau J.L., Azontonde H. A., Adjakidje V., Agbossou E.K., De Foucault B. 2011. Structure etécologie de la forêt à DiospyrosmespiliformisHochst. ex A.DC. et à Dialium guineense Willd. de la réserve de Massi (La Lama), Bénin. *Bois et Forêts des Tropiques, 2011, N° 308 (2*).

Hounkpèvi A. 2008. Contribution à la gestion durable des forêts: caractéristiques écologiques et structurales de la forêt naturelle de Massi (Lama) au sud du Bénin. Thèse d'ingénieur agronome, Université d'Abomey-Calavi/Faculté des Sciences Agronomiques, Bénin, 137 p.

Hubert-Moy L., Nabucet J.Vannier C., Lefebvre A, 2012. Cartographie des continuités écologiques: quelles données pour quelles échelles territoriales? Application à la sous-trame forestière, *Revue Internationale de Géomatique, 22, 4/2012, 619-640, doi:10.3166/rig.22.619-640*

Husch B., Beers T.W., Kershaw J.A.2003. Forest mensuration. John Wiley & Sons, New Jersey,USA

Husson F., Josse J., Le S., Mazet J. 2013. FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining with R.R package version 1.24. http://CRAN.R-project.org/package=FactoMineR

Huston, M.A., 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist, 113: 81-101*

IFN-PBF2. 2007. Présentation des Résultats de l'Inventaire Forestier National. MAPS-*DFS*-CENATEL: Cotonou ; p.28.

Inoussa T.M., Imorou I.T., Mèdaho A.S. et Sinsin B. 2013. Perceptions locales des déterminants de la fragmentation de forêts dense dans Monts Kouffé, Benin. *J. Appl. Biosci. 5049 – 5059.*

INSAE Bénin. 2013. Recensement Général de la Population et de l'Habitation (RGPH4)

INSAE . 2004. Cahier des villages et quartiers de ville département de l'Ouémé. Rapport étude 27 pages.

INSAE. 2013. Résultats provisoires du RGPH4. Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique, Cotonou, Bénin, 8 p. www.insae-bj.org.

IRD 1983. Les populations Cotières de l'Afrique de l'Ouest.http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_ textes_5/b_fdi_ 04-05/03797.pdf

Jaeger J.A.G. 2000. Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation, *Landscape Ecology 15:115-130.*

Jardine D. I., Blanc-Jolivet C., Dixon R. R. M., Dormontt E. E., Dunker B., Gerlach J. Kersten B.. van Dijk K.-J Degen B. Lowe A. J. 2016. Development of SNP markers for Ayous (Triplochiton scleroxylon K. Schum) an economically important tree species from tropical West and Central Africa

Jayet H. 2001. Econométrie et données spatiales, Cahiers d'économie et sociol ogie rurales, 58-59.

Jenik, J. 1994. Dahomey gap: an important issue in *Africa phytogeography. Mem. Soc. Biogeograph., sér. 3, (4) 125-133.*

Johnson N. L. and Kotz S. 1970. Distributions in Statistics—Continuous Univariate Distributions, Vol. 1, New York: John Wiley & Sons, Vol. 1 - 2.

Jolly D., Taylor D., Marchant R., Hamilton A., Bonnelle R., Buchet G., Riollet G. 1997, Africa since 18,000 yr BP: pollen records from the interlacustrine

highlands of Burundi, Rwanda and western Uganda. *Journal of Biogeography 24, 495*

Jones E.W. 1963. The forest outliers in the Guinea zone of Northern Nigeria. *Journal of Ecology. 51: 415-434.*

Juhé-beaulaton D. 2010. Forêt sacrée et sanctuaire boisé : des créations culturelles et Biologiques (Burkina Faso, Togo, Bénin), Karthala. Edition Amazone France, 125p.

Juhe-Beaulaton D. 2008. Sacred forests and the global challenge of biodiversity conservation: the case of Benin and Togo. *Journal for the Study of Religion, Nature, and Culture*. 2 (3) : 351-372.

Juhe-Beaulaton D. 2006. Enjeux économiques et sociaux autour des bois sacrés et la « conservation de la biodiversité » Bénin, Burkina Faso et Togo. Actes de l'atelier IFB, Dynamique de la biodiversité et modalités d'accès aux milieux et aux ressources, Paris, IFB : 68-72.

Juhé-Beaulaton D., Boutrais J. et Roussel B. 2005. « Nouvelles lectures des rapports société-nature». In : Cormier-Salem M.C., Juhé-Beaulaton D., Boutrais J. et Roussel B. (eds). 2005. Patrimoines naturels dans les Suds. Des conflits fonciers à la valorisation des savoirs locaux. Paris, IRD, collection " Colloques et séminaires " : 23-50.

Juhe-Beaulaton, D. 1999. Arbres et bois sacrés : lieux de mémoire de l'ancienne Côte des Esclaves. Version finale du texte publié dans Chrétien J.P. & Triaud J.L.1999, Histoire d'Afrique. Enjeux de mémoire; Paris; Karthala, 502 p.

Juhe-Beaulaton, D. 1995. Histoire des paysages végétaux de la Côte des Esclaves (Sud du Togo et du Bénin) : analyse critique des sources historiques. *Biogeographica, Muséum National d'Histoire Naturelle, 71 (1), pp.37-44.*

Kaboré, A. 2010 Les stratégies communautaires d'adaptation au changement climatique : cas des bois sacrés dans l'aire socioculturelle moaaga du Burkina Faso, Rapport technique final, Center for International ForestryResearch(CIFOR) 06 BP 9478 Ouagadougou 06 Burkina Faso 13 Pp.

Kainer, K. A., and M. L. Duryea. 1992. "Tapping women's knowledge: plant resource use in extractive reserves in Acre, Brazil." *Economic Botany 46: 408-425.*

Kankam B.O. and Oduro W. 2009. Frugivores and fruit removal of Antiaris toxicaria (Moraceae) at Bia Biosphere Reserve, Ghana Journal of Tropical Ecology. *Journal of Tropical Ecology / Volume 25* / Issue 02 / March 2009, pp 201-204. DOI: http://dx.doi.org/10.1017/S0266467409005835 .

Kazan K., Manners J.M., Cameroon N.F. (1993) : "Genetic variation in agronomically important species of Stylosanthes determined using random amplified polymorphie DNA markers", *Theor. Appt. Genet., 85, 882-888.*

Kersten B.. Van Dijk K.-J., Degen B., Lowe A. J. 2016. Development of SNP markers for Ayous (Triplochiton scleroxylon K. Schum) an economically important tree species from tropical West and Central Africa. Conservation Genet Resour DOI 10.1007/s12686-016-0529-8

Kindlmann, P et Burel, F. 2008. Connectivity measures: areview. *Landscape Ecology 23:879-890.*

Koffi K. G. 2010. Etude de la variabilité génétique et de la phylogéographie de Santiria trimera (Burseraceae) - implications pour une conservation durable des forêts humides d'Afrique. THESE Présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences. Université Libre de Bruxelles

Kokou K. et Kokutse A.D. 2006. Rôle de la régénération naturelle dans la dynamique actuelle des forêts sacrées littorales du Togo.

Kokou, K., Sokpon, N., 2006. Les forêts sacrées du couloir du Dahomey. *Bois et Forêts des Tropiques, 288 (2) : 15-23.*

Kokou, K., Adjossou K. And Hamberger K., 2005. Les Forêts sacrées de l"aire Ouatchi au sud-est dutogo et les contraintes actuelles des modes de gestion locales des ressources forestières. *La revue en science de l"environnement Vertigo, vol 6, n°3, 10p*

Kokou, K. et Caballé G. 2000. Les îlots forestiers de la plaine côtière togolaise. *Bois et Forêts des Tropiques. 263 (1) : 39-51.*

Kokou K., Afiademanyo K. et Akpagana K. 1999. Les forêts sacrées littorales du Togo : rôle culturel et de conservation de la biodiversité. J. Rech. Sci. Univ. Bénin (Togo), 3 (2): pp. 91-104

Kokou, K. 1998. Les mosaïques forestières au sud du Togo : Biodiversité, dynamique et activités humaines. Thèse de Doctorat, Université de Montpelier II, 139 p + annexes.

Konan D., Bakayoko A., Trabi F.,H., Bitignon B., G., A. et Piba S., C. 2015. Dynamisme de la structure diamétrique du peuplement ligneux des différents biotopes de la forêt classée de Yapo-Abbé, sud de la Côte d'Ivoire. *Journal of Applied Biosciences 94:8869 – 8879*

Kotchoffa, M. 2014. Etude floristique des communautés végétales des galeries forestières dans le phyto-district du Zou. Mémoire de maîtrise. UAC/FLASH/DGAT, Bénin. 80 p.

Kouki, J., S. Löfman, P. Martikainen, S. Rouvinen et UotilaA. 2001. Forest fragmentation in Fenno scandia: linking habitat requirements of wood-associated threatened species to landscape and habitat changes. *Scandinavian Journal of Forest Research Suppl. 3: 27-37.*

Kouyaté M. A. 2005. Aspects ethnobotaniques et étude de la variabilité morphologique, biochimique et phrénologique de Detarium microcarpum guill. & perr. au Mali Thèse présentée pour l'obtention du grade de Docteur (Ph.D) en Biosciences Ingénieurs Section Agronomie. Faculteit Bioingenieurswetenschappen. 180 pages

Ladet S., Deconchat M., Monteil C., Lacombe J.P., Balent G. 2005. Les chaines de Markov spatialisées comme outils de similation. Géomatique. 15/2005 Cassini'04 Pages 159 à 173

Lafortezza R., Corry R.C., Sanesi G., Brown R.G. 2005. Quantitative approaches to landscape spatial planning: clues from landscape ecology. Sustainable Development and Planning 84 (1): 239-250.

Laghmouth, M. and Hardy, B. 2008. Carte de l'occupation du sol de la République Démocratique du Congo. Musée Royal de l'Afrique centrale, Tervuren, Belgique.

Lamiche, F. 2011. Importance de la discontinuité spatiale dans le cas de la restauration de la connectivité de la trame forestière en Lorraine. Unité Mixte de Recherche Ecologie et Ecophysiologie Forestières :Centre de Nancy – 54280 Champenoux et Faculté des Sciences de l'Université Henri Poincaré – 54506 Vandoeuvre-lès-Nancy Cedex memoires@scd.uhp-nancy.fr.

Lan H., Pickle L.W., Das B. 2008. Evaluating spatial methods for investigating global clustering andcluster detection of cancer cases. Chichester, Royaume-Uni: Wiley.

Lande, R. 1988. Genetics and demography in biological conservation. Science 241 :1455_1460.

Lanly J.-P. 1992. Les principes du rendement soutenu en foresterie tropicale. *Bois et Forêts des Tropiques 234(1) : 7-11.*

Laurance, W. F. 2008. Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. Biological Conservation 141, 1731-1744.

Laurance, W. F., Nascimento H. E. M, Laurance S. G., Andrade A Fearns ide., P. M., and Ribeiro J. E. L. S. 2006. Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology 87 :469- 482*

Laurance, W.F., Bierregaard, R.O. (Eds.), 1997. Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. University of Chicago Press, Chicago.

Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M., Laurance S.G., Hutchings, R., Lovejoy, T.E., 1998b. E ects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. *Conservation Biology 12, 460-464.*

Laurance, W.F., Ferreira, L.V., Rankin-de Merona, J.M., Laurance, S.G., 1998a. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. Ecology 69, 2032-2040.

Laurance, W. F. 2012, Averting biodiversity collapse in *tropical forest protected areas, Nature 489, 290 – 294.*

Laverty M.F., Gibbs P.J. 2007. Ecosystem loss and fragmentation. http://ncep.amnh.org/linc.

Lawin D. 2011. Fragmentation des écosystèmes forestiers: diversité et rôle des bosquets dans la Commune de Ouaké. Mémoire de DESS Faculté d'Agronomie Université de Parakou

Le Barbé L., Alé G., Millet B., Texier H., Borelt Y., Gualder R. 1993. Les ressources en eaux superficielles de la République du Bénin. Institut Français de Recherche Scientifique pour le Développement en Coopération. Collection monographies hydrologiques n°11. Paris. 344 p.

Lesins K.A., Lesin S.I. 1979 : Genus Medicago (Leguminosae): A taxogenetic study, Junk W. ed., 228 p, The Hague, Netherlands.

Levin S.A. 1974. Dispersion and population interactions, Am. Nat.108 207-228.

Lienard S. 1995. Prise en compte des milieux naturels dans le positionnement d'une infrastructure linéaire : intérêt de l'écologie du paysage, institut national agronomique Paris-Grignon : Paris. 69p

Lindenmayer D.B. & Fischer, J .2006. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography, 16, 265–280.*

Lindenmayer, D.B., Cunningham, R.B. & Fischer, J.. 2006 Vegetation cover thresholds and species responses. *Biological Conservation 124, 311– 316*.

LuketaShimbi, H..2000. etude de certaines croyances et pratiques traditionnelles qui

MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.

Maley J. et Livingson D.A. 1983. Extension d'un élément montagnard dans le sud du Ghana (Afrique de l'Ouest) au Pléistocène supérieur et l'Holocène inférieur: premières données polliniques. Comptes Rend. *Acad. Sc., Paris, II, 296: 1287-1292*.

Maley J., 1991. The African rain forest vegetation and palaeo environments during late Quaternary. *Climatic Change, 19, 79-98*.

Maliki, R., 2006. Sédentarisation de la culture d"igname et gestion durable des resources naturelles dans la région centre du Bénin : développement:

contraintes, adoption et diffusion des technologies. Thèse MSc, Abomey-Calavi, UAC, 2006, 312 p.

Mama V. J., 1985, Forêts fétiches; modèle de la conservation de la nature en République Populaire du Bénin". In Surveillance des écosystèmes forestiers et pastoraux. Ministère du Développement rural et de l'action coopérative. Cotonou : 20-24.

Mama, A., 2013. Anthropisation des paysages au Bénin: dynamique, fragmentation et développement agricole. Thèse présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences Agronomiques et Ingénierie biologique. Université Libre de Bruxelles, Faculté des sciences, Ecole Inter facultaire de Bio Ingénieurs Service d'Écologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, 188p.

Mardia K.V., Kent J.T. et. Bibby J.M, 1979. Multivariate Analysis, Academic Press,

Martin, P. 2008. Influence de la fragmentation forestière sur la régénération des espèces arborées dans le Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire. Thèse de doctorat : Univ. Genève, no. Sc. 3989.

Mas, J.F., Velázquez, A., Díaz-Gallegos, J.R., Mayorga-Saucedo, R., Alcantara, C., Bocco, G., Castro, R., Fernández, T., Pérez-Vega, A.2004. Assessing land use/cover changes: a national wide multidate spatial database for 160 Mexico. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation 5, 249-261*

Mathieu P. 1998. Population, pauvreté et dégradation de l'environnement en Afrique : Fatale attraction ou liaisons hasardeuses. http://www.nss-journal.org/articles/nss/pdf/1998/03/nss19980603p27.pdf

Mayaux, P., Gond, V., Massart, M., Pain-Orcet, M. and Achard, F. 2003. Évolution du couvert forestier du bassin du Congo mesurée par télédétection spatiale. *Bois et Forêts des Tropiques, 277(3): 45-52.*

McLeod A.I. 2011. Kendall: Kendall rank correlation and Mann-Kendall trend test. R package version 2.2. http://CRAN.R-project.org/package=Kendall.

Meffe, G.K. & Carroll, C., 1997. Principles of conservation biology, 2nd ed. Sinauer

Meinzen-Dick, R. Zwarteveen M. 2001 Gender and Property Rights in the Commons: Examples of Water Rights in South Asiaî Agriculture and Human Values 18: 11-25, Kluwer Academic Publisers, Netherlands.

Michalski, F., Nishi, I. & Peres, C. A., 2007. Disturbance mediated drift in tree functional groups in *Amazonian forest fragments. Biotropica 39: 691- 701.*

Molino J-F and Sabatier D: 2001. Tree Diversity in Tropical Rain Forests: A Validation of the *Intermediate Disturbance Hypothesis. Science 294: 1702 – 1704*

Moran P.A.P. 1950. A test for serial dependence of residuals, Biometrika, 37, p p. 178-181.

Moritz C., 1994. Defining Evolutionarily-Significant-Units for Conservation. *Trends in Ecology & Evolution 9 : 373-375.*

Mouhamadou I.T., Imorou I.T., Mèdah A.S., Sinsin B. 2013. Perceptions locales des déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses dans la région des Monts Kouffé au Bénin.

Myles H. & Douglas A. W. 1973. Nonparametric Statistical Methods.

Nakazawa M. 2014. Functions for medical statistics book with some demographic data. R package version 0.4.3. http://CRAN.R-project.org/package=fmsb.

Nasser, A. 2010. La corrosion des aciers dans le béton à l'état passif et par carbonatation: Prise en compte des courants galvaniques et des défauts d'interface acier–béton. Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse.

Natta A. K, Adomou A. C, Tchabi V. I, Sogbegnon A. R, Mensah G. A, et Sinsin B. A. 2011. Inventaire, typologie et structure des populations naturelles de Pentadesma butyracea (Clusiaceae) de la chaîne de l'Atacora au Nord-Ouest du Bénin Bulletin de la Recherche Agronomique du Bénin. Numéro 70 – Décembre 2011

Nikolakaki P. 2004. A GIS site-selection process for habitat creation: Estimating connectivity of habitat patches. *Landscape and Urban Planning 68 : 77– 94.*

Noumi N. V., Zapfack L. & Sonke B. 2011. Ecological behaviour and biogeography of endemic species of the genus Piper L. in Africa: A case of the Guineo-Congolean region. *African Journal of Plant Science, 5: 248-263.*

Nshimba, S. W. M. 2008. Etude floristique, écologique et phytosociologique des forêts de l'île Mbiyé à Kisangani, R. D. Congo. Thèse de doctorat, Faculté Sciences Université libre de Bruxelles, Belgique.

OFAC, 2012. The Forests of the Congo Basin. State of the Forest 2010. Luxembourg, Office des publications de l'Union européenne, 276 p. http://www.observatoire-comi fac.net/edf2010.php?l=en.

Oloukoï J, Mama V, Agbo F. 2006. Modélisation de la dynamique de l'occupation des terres dans le Département des Collines au Bénin. INRAB-Bénin/RECTAS-Nigéria, p. 8.

O'Neill, J.R, Krummel, R.H. Gardner, G. Sugihara, B. Jackson, DL. DeAngelis, B.T. Milne, M.G. Turner, B. Zygmunt, S.W. Christensen, V.H. Dale and R.L. Graham. 1988. Indices of landscape pattern. http://forestlandscape.wisc.edu/LandscapeEcology/Articles/v1i3p153.pdf

Ontario M.N.R. 2000 - Conserving the forest interior: a threatened wildlife habitat. Land Owner Resource Centre, 12 p.

Orékan V., Abdoulaye D.,Houndagba C. J., Sinsin B., 2013. Dynamique prospective des écosystèmes forestiers classés au Bénin: quelles perspectives pour une utilisation durable. *Global biodiversity scenarios for the year 2100.Science, 287, 1770-1774.*

Oteng-Yeboah, A. D. Mutta, D. Byarugaba, W.A.Mala..2012 Africa.in Parrotta JA and RL Trosper ed. *Traditional Forest Related Knowledge pp. 37-78. Springer*, IUFRO and The Christensen Fund

Ouimet C.A. 2008. Fragmentation, intégrité écologique et parcs nationaux Québécois : analyse de deux indicateurs. Centre universitaire de formation en environnement Université de Sherbrooke. Sherbrooke, Québec, Canada, septembre 2008. 88p.

Ouinsavi C. et Sokpon N. 2010. Morphological Variation and Ecological Structure of Iroko (Milicia excelsa Welw. C.C. Berg) Populations across Different Biogeographical Zones in Benin. Laboratoire d'Etudes et de

Recherches Forestieres, Faculté d'Agronomie, Universit´e de Parakou. *International Journal of Forestry Research. Volume 2010 (2010), ID 658396*, 10 pages. http://dx.doi.org/10.1155/2010/658396 .

Ouinsavi C, Sokpon N, & Bada OS. 2005. Utilization and traditional strategies of in situ conservation of iroko (Milicia excelsa Welw. C.C. Berg.) in Benin. *Forest Ecology and Management, 207, 341-350.*

Oumorou, M, T., Sinadouwirou, M., Kiki, R., Glèglè Kakaï, G.A., Mensah, B., Sinsin, 2010: Disturbance and population structure of Vitex doniana Sw. in northern Benin, West Africa *International Journal of Biological and Chemical Sciences, 4(3): 624-632*.

Oviedo, G. and Jeanrenaud, S. 2007. 'Protecting sacred natural sites of indigenous and traditional peoples', in Mallarach, J.M. and Papayannis, T. (eds) (2007) Protected Areas and Spirituality, IUCN and Publicacions de l'Abadia de Montserrat, Gland, Switzerland

Oyeniyi B.A. 2012. Dress and identity in Yoruba land, 1880-1980. Leiden University.

Oyono, P.R, 2004. Les usages culturels de la forêt, in BIGOMBE LOGO (Patrice) (dir.), 2004. Le retournement de l'État forestier. L'endroit et l'envers des processus de gestion forestière au Cameroun, préface du professeur Maurice KAMTO, Yaoundé, Presses de l'UCAC, pp.42-53

P.F.B.C. 2006. Les forêts du bassin du Congo : état des forêts 2006. Le Partenariat pour les Forêts du Bassin du Congo. http://www.cbfp.org/

Padonou, E.A., Bachmann, Y., Lykke, A.M., Sinsin, B. 2015. Mapping land use landcover change and prediction of future extension of bowé in West Africa (Benin).Land degradation & Development pages 19_34 . Sinauer.

Paradis G., Houngnon P., 1977. La végétation de l'aire classée de la Lama dans la mosaïque de forêt- savane du Sud-Bénin (ex Sud-Dahomey). *Bull. Mus. natn. Hist. nat., Paris, 3e sér., n° 503*, nov.-déc. 1977, Botanique 34 : 168-198

PBF II, 2010: Plan d'aménagement participatif de la forêt classée d'Itchèdè - Toffo, 68p + Annexe.

Pereboom, V. 2006. Mode d'utilisation du milieu fragmenté par une espèce forestière aux habitudes discrètes, la martre des Pins Martes martes. Thèse de Doctorat, Spécialité : Biologie des organismes ; Université d'Angers, France.

Peters D.P.C., Gosz J.R., Pockman W.T., Small E.E., Parmenter R.R., Collins S.L. &Muldavin E. 2006. Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Land scape Ecol. 21 19-33.*

PGCBMC 2011. Etude d'identification des espèces indicatrices adéquates et leur intégration au système de suivi écologique. Rapport étude 156 p.

PNUD. 2012. A propos du Bénin http://www.bj.undp.org/content/benin/fr/home/countryinfo/

PNUE/CDB/SBSTA 2001. Main Theme: Forest Biological Diversity. Rapport du Groupe d'expert technique ad hoc sur la diversité biologique des forêts. Septième réunion, Montréal, 12-16 novembre 2001. (www.biodiv.org/programmes/areas/forest/definitions.asp).

PuUiam, H. R. 1988. Sources sinks and population regulation. *American Naturalist*. 132: 652-661.

Puyravaud J-P. 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management 177 (2003) 593±596*. Short communication

R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.URL https://www.R-project.org/.

R Core developmental Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org/.

Ratiarson v., Treuil .P.,Ramamonjisoa B.D., Carrière S.M., Randriamalala J. etHervé D. 2007. Simulation stochastique de l'historique de parcelles forestières depuis leur première défriche: le cas du couloir forestier de Fianarantsoa, Madagascar. Edition scientifique, IRD, CTE.117-125p

Reed L.W. et Colfer C.J.P. 2004. Sacred Forest, Hunting, and Conservation in West Kalimantan, *Indonesia.Humanecology. 32 (3) : 313-324.*

Renner S.S. 1998. Effects of habitat fragmentation on plant pollinator interactions in the tropics, Dynamics of Tropical Communities _edite par D.M. Newbery, H.H.T. Prins, N.D. Brown (Blackwell Science, Oxford, England,), pp. 339-361.

Restoux G. 2009 . Variabilité spatio-temporelle de la reproduction chez une espèce pérenne monoïque: Le cas du sapin pectiné, Abies alba Miller, en limite sud de son aire de répartition. Thèse de doctorat de l'Université Paul Cézanne - Aix-Marseille III. Spécialité : Ecologie, Génétique des populations, Laboratoire Ecologie des Forêts Méditéranéennes - UR629 INRA Avignon, France. 227 p

Restoux,G.,D.E. Silva,F. Sagnard, F. Torre, E. K. Klein, et B. Fady. 2008. Life at the margin : the mating system of Mediterranean conifers. *Web Ecology 8:94-102*.

Richards J.F. 1990. Land transformation. In: The earth as transformed by human action, Ed. by Turner B.L., ClarkW.C., Kates R.W., Richards J.F., Mathews J.T., Meyer W. pp. 163-178. Cambridge: Cambridge University Press.

Ricklefs, R.E. et Miller, G.L. (2005) : Ecologie (traduction de la 4ème édition de Ecology). Bruxelles : De Boeck et Larcier.821 p.

Rindfuss Ronald R, et al 2008. Land use change: complexity and comparisons. *Journal of Land Use Science Vol. 3, No. 1, 1–10p*

Robledo A., Rios S., Correal E. (1993) "Genetic variability of the Medic group in the Mediterranean Basin", 7th Meeting of the FAO European Sub-Network on Mediterranean pastures andfodder crops, pp 91-94, Mediterranean Agronomie Institute of Chania, Grèce

Ronald R. Rindfuss Reed, D., E. Lowe, D. Briscoe, et R. Frankham. 2003. Inbreeding and extinction: Effects of rate of inbreeding. *Conservation Genetics 4 :405_410.*

Rosière S. 2003. Géographie politique et géopolitique, une grammaire de l'espace politique, Paris, Ellipses.

Rosière S. 2008. Dictionnaire de l'espace politique. Géographie politique et géopolitique, Paris, Armand Colin.

Rudel, T. and Roper J. 1997. Forest fragmentation in the humid tropics: A cross -national analysis. *Singapore Journal of Tropical Geography 18 :99 - 109*

Sader, S. A., Server, T., Smoot, J. C. and Richards, M. 1994. Forest change estimates for the northern Petén region of Guatemala-1986-1990. *Human Ecology 22 (3): 317-332.*

Sahney S., Benton M.J., Falcon-Lang H.J. 2010. Rainforest collapse triggered Pennsylvanian tetrapod diversification in Euramerica. *Geology 38: 1079–1082.*

Sala O.E., Chapin F.S., Armesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science, 287 : 1770-1774.*

Sambiéni K.R., Toyi S. M. et Mama A. 2015. Perception paysanne sur la fragmentation du paysage de la Forêt classée de l'Ouémé Supérieur au nord du Bénin. Vertigo, revue électronique en science de l'environnement. https://vertigo.revues.org/16477?lang=fr

Sambou B. 2004. Evaluation de l'Etat, de la dynamique et des tendances évolutives de la flore et de la végétation ligneuses dans les domaines soudanien et sub-guinéen du Sénégal (Thèse de Doctorat d'Etat.) Institut des Sciences de 'Environnement, Faculté des Sciences et Techniques, Université Cheikh Anta Diop. 210 pp.

Sanchez-Azofeifa, G. A., Daily, G.C., Pfaff, A.S.P., Busch,C. 2003.Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves: examining the dynamics of land-cover change. Biological Conservation 109 (2003)-123-135

Saunders D.A., Hobbs R.J., Margules C.R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conserv. Biol. 5: 18-32.

Savadogo S., Oédraogo A. et Thiombiano A. 2011. Diversité et enjeux de conservation des bois sacrés en société Mossi (BurkinaFaso) face aux mutations socioculturelles actuelles. *Int. J. Biol. Chem. Sci. 5(4): 1639-1658*

Schmigelow F.K.A., Mönkkönen M. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications 12 (2): 375-389.*

Schmitt, C.B., Belokurov, A., Besançon, C., Boisrobert, L., Burgess, N.D., Campbell, A.,Coad, L., Fish, L., Gliddon, D., Humphries, K., Kapos, V., Loucks, C., Lysenko, I.,Miles, L., Mills, C., Minnemeyer, S., Pistorius, T., Ravilious, C., Steininger, M.,Winkel, G., 2009. Global Ecological Forest Classification and Forest ProtectedArea Gap Analysis. Analyses and Recommendations in View of the 10% Target for Forest Protection under the Convention on Biological Diversity (CBD),second revised ed. Freiburg UniversityPress, Freiburg, Germany.

Scouvart M. et Lambin E.F. 2006. Approche systémique des causes de la déforestation en Amazonie brésilienne: syndromes, synergies et rétroactions. CAIRN info 241-254. http://www.cairn.info/article_p.php?ID_ARTICLE=EG_353_0241

Sheil D.and Burslem D. 2003. Disturbing hypotheses in tropical forests.Trends Ecol. Evol. 18,18–26

Singer, JD., Willett, JB. (2003). Applied Longitudinal Data Analysis: Modeling Change and Event Occurrence. Oxford university press.

Sinsin B. 1991. Saison de végétation et production de la phytomasse dans les savanes du nord Bénin. Séminaire Régional FIS-CTA : Influence du climat sur la production des cultures tropicales. Ouagadougou, Burkina Faso, 281-292.

Sinsin B. and Owolabi L. 2000. Monographie nationale de la biodiversité. FSA/Université Nationale du Bénin et MEHU, Cotonou, Bénin (unpublished). 41 pp.

Sinsin B., 2001. Formes de vie et diversité spécifique des associations de forêts claires du nord du Bénin. XVIth AETFAT Congress. Syst. Geogr. Pl., 71:873-888.

Sokpon N., Agbo V. 2011. Forêts sacrées et patrimoine au Bénin. In : Sinsin et al. Atlas de la biodiversité du Bénin. pp536-546.

Sokpon N., Agbo V. 1999. Sacred groves as tools for indigenous forest management in Benin.Annales des Sciences Agronomiques du Bénin. 2 : 161-175.

Sokpon N., Amètépé A., Agbo V.,1998. Forêts sacrées et conservation de la biodiversité au Bénin. 1. Cas duPlateau Adja au sud-ouest du Bénin.Annales des Sciences Agronomiques du Bénin, vol. 1 : 47–64.

Sokpon N. 1995. Recherche écologique sur la forêt dense semi décidue de Pobè au Sud-Est du Bénin ; groupements végétaux, structure, régénération naturelle et chute de litière. Thèse de doctorat. UBL. 350p.

Sowunmi, M. A. 2004. Aspect of Nigerian costal végétation in halocene: some recent insignts In Past climate variability through Europe and Africa. Vol 6, R.W Battarbee F. Gasse and C.E. stickly (eds) Springer Dordrecht. The Netherland: 199-218.

Stacy, E.A, Hamrick J.L., Nason J.D.,. Hubbell S.PFoster, R.B., Condit R., 1996. Pollen dispersal in low-density populations of three neotropical trees species , *American Naturalist 148, 275*.

Surgy (DE) A. 1988. Géomancie et le culte d'Afa chez les Ewhé. Puf, Paris, France, 334 p.

Tabarelli, M., Silva JMC., Gascon C. 2004. Forest fragmentation synergism and the imporvershment of neotropical forest. *Biodiversité and conservation13 1419-1425*.

TahousTouao, T., 2002. Contribution au renforcement de la conservation des forêts sacrées en vue de la gestion durable des ressources naturelles : cas de la forêt sacrée de Zaïpobly dans le Sud-Ouest de la Côte d'Ivoire », pp. 1-12.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henin, K., Merriam, G., 1993. Connectivity is vital element of landscape structure. Oikos 68, 571-573.

Taylor, P.D., Fahrig, L., With, K.A., 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. Connectivity conservation, *Cambridge University Press, 29-43*.

Tchibozo E. A. et Domingo E. 2014. Occupation du sol et analyse de la structure spatiale des forêts classées: cas de Dogo-Ketou, dans le centre-est du Benin. *Revue de géographie du laboratoire Leïdi–ISSN0851 –2515 – N°12, décembre 2014* 137-153p

Terborgh J., Flores C., Muller P., Davenport L. 1997. Estimating the ages of successional stands of tropical trees from growth increments. *Journal of Tropical Ecology 14, 833*.

Thiago O.,A.,Burel, F., Bustet, A. et Ernoult, A. 2010. Influence de la connectivité du paysage sur la Biodiversité. Rapport bibliographique. Mastezr 2. Université de Renne 1, 22p.

Tossou M.G. Akouegninou, A. & N'dah, D. 2008. Le rôle de l'homme dans la mise en place du Dahomey-Gap : apport palynologique et archéologique.

Turcati, L. 2011. Mesurer la biodiversité pour comprendre l'effet des perturbations sur les communautés végétales : apport des caractéristiques écologiques et évolutives des espèces. Thèse de doctorat de l'Université PIERRE ET MARIE CURIE.. Ecole doctorale Diversité du Vivant (ED 0392). Spécialité Ecologie. 257P

UNEP. 2004. Africa Population Distribution Database. UNEP/GRID Sioux Falls Dataset, SD, USA

United Nations Population Fund. 2009. Etat de la population mondiale 2009. Face à un monde qui change: les femmes, la population et le climat. http://www.unfpa.org/swp/2009/fr/index.shtml

United Nations Population Fund. 2009. Etat de la population mondiale 2009. Face à un monde qui change: les femmes, la population et le climat. http://www.unfpa.org/swp/2009/fr/index.shtml.

Upton G., Fingleton B. 1985. Spatial data analysis by example, New York, Wiley.

Veldkamp A. & Lambin E.F., 2001. Predicting land-use change. Agric. Ecosyst. Environ., 85(1-3),1-6.

Villeneuve C. 2012. Forêts et humains : une communauté de destins. Organisation Internationale de la Francophonie, 564p.

Vodounou J-B. K. 2002: Les systèmes d'exploitation des ressources naturelles et leurs impacts sur les écosystèmes dans la vallée de la Sô, mémoire de DEA, UAC/ FLASH, 2002, 85 pages

Watts P.C., Kemps S.J., Saccheri I.J., Thomson D.J. 2005. Conservation implications of genetic variation between spatially and temporally distinct colonies of the endangered damselfly Coenagrion mercuriale. *Ecological Entomology 30: 541-547*

White F. 1979. The Guineo-Congolian region and its relationships to other phytochoria. Bulletin du Jardin botanique national de Belgique / Bulletin van de National Plantentuin van België 49 : 11-55.

White F. 1983. The guineo-congolian regional centre of endemism. The vegetation of African: a descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa. Paris, France: UNESCO.

White F. 1986. La végétation de l'Afrique. Recherche sur les ressources naturelles XX. ORSTOM – UNESCO.384p

White L. J. T. and Oates J. F. 1999. New data on the history of the plateau forest of Okomu, southern Nigeria: an insight into how human disturbance has shaped the African rain forest. Internalional Programs, Wildlife Conservation Society, 185th St. & Southern Blvd, Bronx, New York 10460-1099, U.S.A. *Global Ecology and Biogeography (1999) 8, 355-361.*

Whitmore T.C. 1990. An introduction to tropical rain forests. Oxford: Clarendon Press.

Wieringa J.J., Poorter L. 2004. Biodiversity hotspots in West Africa; patterns and causes. In: Poorter L., Bongers F., Kouamé F.N'. Hawthorne W.D. (eds) *Biodiversity of West African forests*: 61–72. Wallingford, CABI Publishing.

Wild R. et McLeod C. (Editors) 2012. Sites naturels sacrés : Lignes directrices pour les gestionnaires d'aires protégées. Gland, Suisse: UICN. xii + 108 p.

Williams M. 2000. Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of Historical Geography 26(1): 28-46.*

Wilson, J.B., 1994. The “intermediate disturbance hypothesis” of species coexistence is based on patch dynamics. *New Zealand Journal of Ecology, 18: 176-181*

Wilcove, D.S., McLellan, C.H. & Dobson, A.P. 1986. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: Soule´ , M.E. (ed.) Conservation biology: the science of scarcity and diversity. pp. 237–256. Sinauer Associates, Sunderland, UK

Yabi, F. 2012. Etude des communautés d’oiseaux de galeries forestières en milieu Soudano-Guinéen: Cas de la forêt classée de Monts Kouffé au Bénin. Mémoire de DEA. FLASH/UAC, Bénin. 94 p.

Yèhouénou Tessi D.R., Akouèhou G. S., Ganglo J. C. 2012. Caractéristiques structurales et écologiques des populations de Antiaris toxicaria (Pers.) Lesch et de Ceiba pentandra (L.) Gaertn dans les forêts reliques du Sud-Benin Int. *J. Biol. Chem. Sci. 6(6): 5056-5067*. Available online at http://ajol.info/index.php/ijbcs

Ylhäisi J. 2004. Indigenous forests fragmentation and the significance of ethnic forests for conservation in the North Pare, the Eastern Arc Mountains, Tanzania. *Fennia. 182(2) : 109–132.*

Young, A.G. & Clarke, G.M. 2000. Genetics, demography, and viability of fragmented populations. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

ANNEXES

Annexe 1 : Tableau 3. Matrice de probabilité annuelle de la grappe de Kétou

Occupations du sol	FD	FC et SB	SA et Sa	FM	Pl	MC	MC et JP
Matrice de probabilité annuelle 1974-1986							
Forêt dense	0,98	0	0	0,02	0	0	0
Forêt claire et savane boisée	0	1	0	0	0	0	0
Savane arborée et arbustive	0	0	0,95	0,03	0	0,01	0
Formation marécageuse	0	0	0	0,98	0	0,02	0
Plantation	0	0	0	0	1	0	0
Mosaïque de culture et jachère	0	0	0,01	0,04	0	0,95	0
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	0	0	0	0	0	0	1
Matrice de probabilité annuelle 1986-2010							
Forêt dense	0,99	0	0	0	0	0	0
Forêt claire et savane boisée	0	0,99	0	0	0	0	0
Savane arborée et arbustive	0	0	0,98	0	0	0	0
Formation marécageuse	0	0	0	0,98	0	0	0
Plantation	0	0	0	0	1	0	0
Mosaïque de culture et jachère	0	0	0	0	0	0,99	0
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	0	0	0	0	0	0	1
Matrice de probabilité annuelle 1974-2010							
Forêt dense	0,99	0	0	0,01	0	0	0
Forêt claire et savane boisée	0	1	0	0	0	0	0
Savane arborée et arbustive	0	0	0,98	0,01	0	0,01	0
Formation marécageuse	0	0	0	0,97	0	0,02	0,02
Plantation	0	0	0	0	1	0	0
Mosaïque de culture et jachère	0	0	0,01	0	0	0,99	0
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	0	0	0	0	0	0	1

Légende : FD, forêt dense ; FC, forêt Claire; SB, savane boisée; SA, savane arborée ; Sa, savane arbustuve ; FM, formation marécageuse ; Pl, plantation ; MC, mosaïque de cultures ; JP, jachère sous plamier.

Annexe 2 : Tableau 5. Matrice de probabilité annuelle de la grappe de Pobè

Occupations du sol	FD	FC et SB	SA et Sa	FM	Pl	MC	MC et JP
Matrice de probabilité annuelle 1974-1986							
Forêt dense	0,98	0	0	0	0	0	0
Forêt claire et savane boisée	0	0,99	0	0	0	0	0,001
Savane arborée et arbustive	0	0	0,96	0	0	0,002	0,001
Formation marécageuse	0	0	0	1	0	0	0
Plantation	0	0	0	0	1	0	0
Mosaïque de culture et jachère	0	0	0	0	0	0,99	0
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	0	0	0	0	0	0,002	0,98
Matrice de probabilité annuelle 1986-2010							
Forêt dense	1	0	0	0	0	0	0
Forêt claire et savane boisée	0	1	0	0	0	0	0
Savane arborée et arbustive	0	0	0,99	0	0	0	0,01
Formation marécageuse	0	0	0	1	0	0	0
Plantation	0	0	0	0	1	0	0
Mosaïque de culture et jachère	0	0	0	0	0	0,99	0,01
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	0	0	0	0	0	0	1
Matrice de probabilité annuelle 1974-2010							
Forêt dense	0,99	0	0	0	0	0	0
Forêt claire et savane boisée	0	1	0	0	0	0	0
Savane arborée et arbustive	0	0	0,98	0	0	0	0
Formation marécageuse	0	0	0	1	0	0	0
Plantation	0	0	0	0	1	0	0
Mosaïque de culture et jachère	0	0	0	0	0	1	0
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	0	0	0	0	0	0	0,99

Légende : FD, forêt dense ; FC, forêt Claire; SB, savane boisée; SA, savane arborée ; Sa, savane arbustuve ; FM, formation marécageuse ; Pl, plantation ; MC, mosaïque de cultures ; JP, jachère sous plamier.

Annexe 3 : Tableau 7. Matrice de probabilité annuelle de la grappe de Sakété

Occupations du sol	FD	FC et SB	SA et Sa	FM	Pl	MC	MC et JP	Occup sol
Matrice de probabilité annuelle 1974-1986								
Forêt dense	0,97	0	0,01	0	0	0	0	0
Forêt galerie	0	0,96	0	0	0	0	0	0
Forêt claire et savane boisée	0	0	1	0	0	0	0	0
Savane arborée et arbustive	0	0	0	0,97	0	0,01	0	0
Formation marécageuse	0	0	0	0	0,99	0	0,01	0
Plantation	0	0	0	0	0	1	0	0
Mosaïque de culture et jachère	0	0	0	0	0	0	0,99	0,01
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	0	0	0	0	0	0	0	0,98
Matrice de probabilité annuelle 1986-2010								
Forêt dense	1	0	0,002	0	0	0	0	0
Forêt galerie	0	0,98	0	0	0	0	0	0
Forêt claire et savane boisée	0	0	1	0	0	0	0	0
Savane arborée et arbustive	0	0	0	1	0	0	0	0
Formation marécageuse	0	0	0	0	1	0	0,001	0
Plantation	0	0	0	0	0	0,99	0	0,001
Mosaïque de culture et jachère	0	0	0	0	0	0	0,99	0
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	0	0	0	0	0	0	0	0,96
Matrice de probabilité annuelle 1974-2010								
Forêt dense	0,99	0	0	0	0	0	0	0
Forêt galerie	0	0,99	0	0	0,01	0	0	0
Forêt claire et savane boisée	0	0	1	0	0	0	0	0
Savane arborée et arbustive	0	0	0	0,99	0	0	0	0,01
Formation marécageuse	0	0	0	0	1	0	0	0
Plantation	0	0	0	0	0	0,99	0	0
Mosaïque de culture et jachère	0	0	0	0	0	0	1	0
Mosaïque de culture et jachère sous palmiers	0	0	0	0	0	0	0	1

Légende : FD, forêt dense ; FC, forêt Claire; SB, savane boisée; SA, savane arborée ; Sa, savane arbustuve ; FM, formation marécageuse ; Pl, plantation ; MC, mosaïque de cultures ; JP, jachère sous plamier.