



UNIVERSITE D'ABOMEY-CALAVI

FACULTE DES LETTRES
ARTS ET SCIENCES
HUMAINES

FACULTE DES
SCIENCES
ET TECHNIQUES

Ecole Doctorale Pluridisciplinaire
"Espace, Culture et Développement"

Chaire UNESCO en
Sciences, Technologie
et Environnement

Thèse de Doctorat Unique

Option : Gestion de l'Environnement

Spécialité : Géosciences de l'Environnement et Aménagement de l'Espace

N° d'Enregistrement: N° 234-14/EDP/FLASH/UAC

Facteurs déterminants de la fragmentation des écosystèmes forestiers : cas des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie au Bénin

Présentée par:

Inoussa TOKO MOUHAMADOU

Sous la direction de:

Prof. Dr. Ir. Brice Augustin SINSIN

Professeur Titulaire d'Ecologie Tropicale. FSA/UAC/ Bénin.

Soutenue publiquement le 19 novembre 2014 devant le jury composé de:

Président : Thiou Tanzidani Komlan TCHAMIE, Professeur Titulaire, Université de Lomé, Togo

Rapporteur : Brice Augustin SINSIN, Professeur Titulaire, Université d'Abomey-Calavi, Bénin

Examineurs :

- Amadou Tahirou DIAW, Professeur Titulaire, Université Cheikh Anta Diop de Dakar, Sénégal
- Christophe Sègbè HOUSSOU, Professeur Titulaire, Université d'Abomey-Calavi, Bénin
- Brice Agossou TENTE, Maître de Conférences, Université d'Abomey-Calavi, Bénin
- Vincent Oladokoun Agnila OREKAN, Maître de Conférences, Université d'Abomey-Calavi, Bénin

Mention : Très Honorable avec Félicitations du jury et Autorisation de publication

SOMMAIRE

DEDICACE	6
REMERCIEMENTS	7
AVANT-PROPOS	10
RESUME	11
ABSTRACT.....	12
INTRODUCTION GENERALE	13
PREMIERE PARTIE: CADRE THEORIQUE, CADRE GEOGRAPHIQUE	15
ET APPROCHE METHODOLOGIQUE	15
CHAPITRE I : CADRE THEORIQUE DE L'ETUDE	16
CHAPITRE II : CADRE GEOGRAPHIQUE.....	37
CHAPITRE III : APPROCHE METHODOLOGIQUE.....	48
DEUXIEME PARTIE:.....	78
FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES : DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE, PROCESSUS, FACTEURS DETERMINANTS ET IMPACTS SUR LA DIVERSITE FLORISTIQUE, MODELISATION DE BOMBAX COSTATUM.....	78
CHAPITRE IV : DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES.....	79
CHAPITRE V : PROCESSUS ET FACTEURS DETERMINANTS DE LA FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES.....	100
CHAPITRE VI : IMPACTS DE LA FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES SUR LA DIVERSITE FLORISTIQUE	111
CHAPITRE VII : MODELE DE DISTRIBUTION SPATIALE DU BOMBAX COSTATUM.....	125
TROISIEME PARTIE: FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES : EVALUATION DE LA DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE, CRITIQUE DES PROCESSUS ET DETERMINANTS, DEVENIR DE LA BIODIVERSITE	132
CHAPITRE VIII : EVALUATION DE LA DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES.....	133
CHAPITRE IX : PROCESSUS ET DETERMINANTS DE LA FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES.....	141
CHAPITRE X : FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES ET AVENIR DE LA DIVERSITE FLORISTIQUE	147
CONCLUSION GENERALE, SUGGESTIONS ET PERSPECTIVES	155
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	158
ANNEXES	176
LISTE DES FIGURES.....	222
LISTE DES TABLEAUX.....	224
LISTE DES PHOTOGRAPHIES	225
LISTE DES ANNEXES.....	226
TABLE DES MATIERES	227

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES

AFC :	Analyse Factorielle de Correspondance
ASECNA:	Agence pour la Sécurité de la Navigation Aérienne en Afrique et à Madagascar
AUC:	Area Under Curve (Superficie en-dessous de la Courbe)
BIOCLIM:	Variables Bioclimatiques
BIOTA:	Biodiversity Monitoring Transect Analysis in Africa
CeRPA:	Centre Régional pour la Promotion Agricole
CLUE-s:	Conversion of Land Use and its Effects at Small regional extent
CVC :	Confréries Villageoises des Chasseurs
D.E.A. :	Diplôme d'Etudes Approfondies
D.E.S.S. :	Diplôme d'Etudes Supérieures Spécialisées
DFRN :	Direction des Forêts et Ressources Naturelles
ECOPAS:	Ecosystèmes Protégés en Afrique Soudano-Sahélienne
EDP :	Ecole Doctorale Pluridisciplinaire "Espaces, Culture et Développement"
ETM+ :	Enhanced Thematic Mapper Plus
ETP :	Evapotranspiration potentielle
FAO:	Food and Agriculture Organization of the United Nations (Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture)
FAST :	Faculté des Sciences et Techniques
FCMK :	Forêt Classée des Monts Kouffé
FLASH :	Faculté des Lettres, Arts et Sciences Humaines
FSA :	Faculté des Sciences Agronomiques
GLCF :	Global Land Cover Facility
GPS :	Global Positioning System

ICCN :	Institut Congolais pour la Conservation de la Nature
IGN :	Institut Géographique National
IKA :	Indice Kilométrique d'Abondance
IMPETUS :	Approche Intégrée pour une Gestion Efficiente des ressources hydriques limitées en Afrique de l'Ouest
INSAE:	Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique
LEA :	Laboratoire d'Ecologie Appliquée
LDCM :	Landsat Data Continuity Mission
MEHU :	Ministère de l'Environnement, de l'Habitat et de l'Urbanisme
MSS:	Multi-Spectral Scanner
NOAA-AVHRR:	National Oceanic and Atmospheric Administration-Advanced Very High Resolution Radiometer
OLI:	Operational Land Imager
ONAT:	Office National du Tourisme
PAGEFCOM:	Projet d'Appui à la Gestion des Forêts Communales
PAMF :	Projet d'Aménagement des Massifs Forestiers d'Agoua, des Monts-Kouffé et de Wari-Marou
PEIR :	Pression-Etat-Impact-Réponse
PGRN :	Programme de Gestion des Ressources Naturelles
PNUD :	Programme des Nations Unies pour le Développement
RB:	République du Bénin
RECTAS:	Regional Centre for Training in Aerospace Surveys
REDD+ :	Réduction des Emissions de gaz à effet de serre dues à la Déforestation et à la Dégradation forestière
RDC :	République Démocratique du Congo
RGPH:	Recensement Général de la Population et de l'Habitation
ROC :	Receive Operating Characteristics Curve

RNIE :	Route Nationale Inter-Etat
SIG :	Systèmes d'Information Géographique
SPOT :	Satellite pour l'Observation de la Terre
TM :	Thematic Mapper
TIRS :	Thermal Infrared Sensor
UAC :	Université d'Abomey-calavi
UCAD :	Université Cheikh Anta Diop
UICN :	Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UNESCO :	Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture
USA :	Unated States of America
USGS:	United States Geological Survey (Comission géologique des Etats-Unis)

DEDICACE

A

- ma fille TOKO Nadiatou,
- mon épouse GOUNOU Abiba Jacqueline,
- mes frères et sœurs,
- mon père feu El-Hadj TOKO Orou Mama,
- ma mère El-Hadja KIMBA Yorou Kouro.

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail de recherche, j'adresse mes remerciements et ma reconnaissance à toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à sa réalisation. Je remercie particulièrement mon Directeur de thèse, le Professeur Brice SINSIN, Enseignant-Chercheur à la Faculté des Sciences Agronomiques, Directeur du Laboratoire d'Ecologie Appliquée et Recteur de l'Université d'Abomey-Calavi, pour avoir accepté de superviser la présente thèse. Ses qualités scientifiques exceptionnelles, font de lui, un modèle pour les jeunes chercheurs.

Je remercie tout particulièrement le Professeur Michel BOKO, Enseignant-Chercheur au Département de Géographie et Aménagement du Territoire de la Faculté des Lettres, Arts et Sciences Humaines de l'Université d'Abomey-Calavi et Directeur de l'Ecole Doctorale Pluridisciplinaire "Espaces, Cultures et Développement", pour ses qualités scientifiques et ses nobles initiatives qui ont fourni aux jeunes l'opportunité de préparer leurs thèses de Doctorat Unique en Géographie et Gestion de l'Environnement au Bénin.

Mes remerciements vont également en direction du Professeur Amadou Tahirou DIAW, Enseignant-Chercheur, Responsable du Laboratoire d'Enseignement et de Recherche en Géomatique (LERG) au Campus Universitaire de l'Ecole Supérieure Polytechnique (ESP) de l'Université Cheikh-Anta DIOP de Dakar (UCAD/Dakar, Sénégal) pour avoir lu avec intérêt le premier manuscrit de ce document.

Les familles TOKO et BOUKARI de Soroko, KIMBA de Gomparou et NDIAYE de Kandi, pour leur soutien de toute nature depuis mes études primaires jusqu'à l'aboutissement de cette thèse. Je remercie très sincèrement mon Oncle KIMBA Bani Alassane, Enseignant d'Histoire-Géographie et de Français, ancien Directeur du Collège d'Enseignement Général de Malanville, Chevalier de l'Ordre du Mérite du Bénin à la retraite à Parakou pour avoir lu et corrigé avec rigueur les fautes et le style de rédaction de cette thèse.

Je remercie tous mes cousins, particulièrement le Dr Ismaïla TOKO IMOROU Maître-Assistant, Enseignant-Chercheur au Département de Géographie et Aménagement du Territoire de l'Université d'Abomey-Calavi, pour avoir suivi cette thèse avec rigueur, notamment dans ses aspects biogéographique et phytosociologique. De même, j'exprime ma gratitude au Dr Ibrahim IMOROU TOKO, Maître-Assistant, Enseignant-Chercheur à la Faculté d'Agronomie de l'Université de Parakou, pour ses conseils et son soutien moral.

Mes remerciements au Dr Ousséni AROUNA, Maître-Assistant, Enseignant-Chercheur à l'Université Polytechnique d'Abomey et à Madame Fatou TOURE-NDIAYE,

Ingénieur en Aménagement des Aires protégées, Experte de la Banque Mondiale pour l'Aménagement forestier et la biodiversité au PROGEDE2/Antenne Kolda (Sénégal) pour sa participation scientifique effective et efficace dès les premières heures de cette thèse notamment dans ses aspects liés à la Télédétection, à la Cartographie, aux Systèmes d'Information Géographique et à l'Ecologie du Paysage.

Ma profonde gratitude va à M. Médard C. GBEGBO, Enseignant d'Histoire-Géographie au Complexe Scolaire Saint-Jean du Golfe de Togbin dans l'Arrondissement de Godomey (Commune d'Abomey-Calavi), M. Aminou Sakari MEDAHO, Enseignant d'Histoire-Géographie au Collège d'Enseignement Général 1 de Bantè (Commune de Bantè) et Dr Jules A. ODJOUBERE du Laboratoire de Biogéographie et Expertise Environnementale (LABEE), Moniteur des Travaux Pratiques au Département de Géographie et Aménagement du Territoire de la FLASH/UAC, pour leur contribution à la collecte des données sur le terrain.

Je remercie aussi la Direction du Projet d'Aménagement des Massifs Forestiers d'Agoua, des Monts Kouffé et de Wari-Marou (PAMF) et le Dr Col. Paul Coovi DJOGBENOU, Conservateur Hors Classe des Eaux et Forêts, Directeur du Projet PAGEFCOM, pour leur soutien. Mes sentiments de gratitude aux populations des villages riverains de la Forêt Classée des Monts Kouffé (Akpassi, Banon, Bantè, Bobè, Djagbalo, Okouta Ossé et Pira Adjigo), pour leur accueil chaleureux et leur disponibilité permanente durant mes travaux de terrain.

Ma reconnaissance aux Autorités et à tous mes collègues enseignants du RECTAS, qui ont contribué d'une manière ou d'une autre à la réalisation de cette thèse. C'est aussi l'occasion pour moi de remercier très sincèrement mes aînés, Monsieur Bernardin Fulbert AGBO (Chief Lecturer), Chef du Département de la Photogrammétrie et de Télédétection grâce à qui j'ai pu intégrer en 2006 le corps des enseignants francophones du RECTAS et Dr Raphael O. OYINLOYE (Associate Professor) pour ses multiples conseils et encouragements. Je ne saurais oublier Monsieur Pierre Oluwatoyin TOUNDOH, étudiant francophone en MSc. Cartographie et Science de la Géoinformation au RECTAS, pour sa contribution technique dans mes travaux cartographiques. J'exprime mes profonds sentiments de reconnaissance au personnel du Laboratoire d'Ecologie Appliquée (LEA) de la FSA/UAC et du Laboratoire de Cartographie (LaCarto) de la FLASH/UAC en particulier le Directeur du LaCarto Dr Omer THOMAS et Monsieur Soufouyane ZAKARI, respectivement Enseignant-Chercheur et Doctorant au Département de Géographie et Aménagement du Territoire de l'UAC. Je

remercie très sincèrement mon épouse Madame Abiba Jacqueline GOUNOU, Assistante des Services Informatiques au Ministère du Travail, de la Fonction Publique et de la Reforme Administrative (Cotonou) et ma fille Nadiatou TOKO, pour leur soutien moral et leur patience durant la réalisation de cette thèse. Pour terminer, je remercie tous ceux qui ont contribué d'une manière ou d'une autre à l'aboutissement de cette thèse.

AVANT-PROPOS

La présente thèse de Doctorat intitulée ‘Facteurs déterminants de la fragmentation des écosystèmes forestiers: cas des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie au Bénin’, prend en compte six domaines qui sont la Télédétection, la Cartographie, les SIG, l’Ecologie du Paysage, la Phytosociologie et la Modélisation.

En tant que Géographe aménagiste, nos connaissances théoriques et pratiques de télédétection, de cartographie et SIG, ont été renforcées par une douzaine d’années d’assistance de recherche au Laboratoire d’Ecologie Appliquée de la Faculté des Sciences Agronomiques, dirigé par le Prof. Brice SINSIN. Ce séjour dans un environnement d’application écologique nous a donné l’inspiration de combiner à chaque fois les méthodes et techniques de la Géographie et de l’Ecologie dans la réalisation de nos mémoires de fin de formation. Il s’agit notamment du mémoire intitulé ‘‘Dynamique du milieu naturel en périphéries des aires protégées : cas de la forêt classée des Trois Rivières (Bénin). Etude par Télédétection’’ pour l’obtention en 2000 du Diplôme d’Etudes Supérieures Spécialisées (DESS) en Sciences Naturelles Appliquées et Ecodéveloppement, spécialité Milieu physique et paysage, à l’Institut de Zoologie de la Faculté des Sciences de l’Université de Liège en Belgique. Dans cette même orientation, le mémoire intitulé ‘‘Effet de bordure des terroirs villageois sur les aires protégées suite à la dynamique de l’utilisation des terres : cas de la forêt classée des Monts Kouffé au Bénin’’ a été soutenu en 2005 pour l’obtention du Diplôme d’Etudes Approfondies (DEA) en Gestion de l’Environnement, spécialité ‘‘Dynamique des Ecosystèmes et Aménagement du Territoire’’ à l’Ecole Doctorale Pluridisciplinaire ‘‘Espaces, Cultures et Développement’’ de la Faculté des Lettres, Arts et Sciences Humaines de l’Université d’Abomey-Calavi au Bénin.

RESUME

La fragmentation des habitats induisant une diminution de leur surface, de leur connectivité et une augmentation de la zone de contact avec d'autres milieux constitue l'une des menaces majeures pour le maintien de la biodiversité. La forêt classée des Monts Kouffé et ses terroirs riverains subissent des pressions anthropiques dues à la croissance démographique galopante. Ces pressions se manifestent à travers l'agriculture itinérante sur brûlis, le surpâturage, le braconnage et l'exploitation forestière abusive. L'objectif global de cette thèse est de contribuer à la conservation de la diversité biologique des écosystèmes forestiers fragmentés de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie par une meilleure connaissance de l'écologie de ces écosystèmes, des causes profondes de leur fragmentation et des impacts sur la diversité floristique. Les méthodes ici utilisées sont basées sur la Télédétection, la Cartographie, les SIG, l'Ecologie du paysage, la Phytosociologie, les enquêtes socio-économiques et la modélisation par le modèle MaxEnt. Grâce à la Télédétection, la Cartographie et le SIG, les images satellitaires Landsat TM de 1986, ETM+ de 2006 et OLI-TIRS de 2013 du secteur d'étude ont été interprétées pour obtenir les cartes d'occupation des terres. Les matrices de transition réalisées à partir des programmes "PontiusMatrix22" et "Intensity Analysis02", ont permis de mesurer les intensités et vitesses de changement des catégories d'occupation des terres sur deux intervalles de temps (1986-2006 /2006-2013). L'Ecologie du Paysage a permis de calculer à partir des superficies des îlots de forêts denses sèches, les valeurs des indices de structures spatiales de ces trois années. Il s'agit du nombre de taches, de l'aire totale des taches, de l'aire moyenne, de la dominance, de l'indice de Shannon ou diversité des aires des taches, de l'indice de forme et de l'indice de fragmentation. Ces différents résultats obtenus dans les 3 périodes de l'étude confirment l'état de la dynamique spatio-temporelle des îlots de forêts denses sèches entre 1986, 2006 et 2013. L'approche phytosociologique a permis d'identifier 5 groupements végétaux. L'analyse des activités des populations locales a révélé que l'exploitation forestière, les feux de végétation, l'agriculture, l'érosion hydrique et la pauvreté des sols sont les facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches. Les valeurs de calibration et du test de l'AUC (Area Under Curve) du Modèle MaxEnt sont respectivement de 0,990 et de 0,981. Ces fortes valeurs indiquent que le modèle sur la prédiction de la distribution d'une espèce comme *Bombax costatum* est performant. Le test de Jackknife a montré que les variables individuelles du modèle ont le plus contribué à sa performance lorsqu'elles sont isolément utilisées. En termes de perspectives, on peut suggérer que les approches méthodologiques utilisées dans cette thèse soient appliquées à d'autres écosystèmes forestiers du Bénin (les forêts classées, les zones cynégétiques et les Parcs nationaux).

Mots clés : fragmentation des écosystèmes forestiers, télédétection, occupation des terres, forêt classée des Monts Kouffé, Bénin

ABSTRACT

The fragmentation of habitats inducing a reduction in their area, their connectivity and an increase in the contact zone with other area constitutes one of the major threats to biodiversity integrity. Monts Kouffé Forest Reserve and its surrounding lands undergo anthropogenic pressures due to galloping population growth, shifting cultivation, overgrazing, poaching, unfair logging. The aim of this thesis is to contribute to the conservation of biodiversity of the fragmented Monts Kouffé forest ecosystems and its surrounding by a better knowledge of the ecology of these ecosystems, major causes of their fragmentation and, impacts of this fragmentation on floristic diversity. The methods used in this study were based on Remote Sensing, Cartography, GIS, Landscape Ecology, Phytosociology, Socio-economic investigations and MaxEnt model's modelling. With Remote Sensing, Cartography, GIS, Satellite images Landsat TM of 1986, ETM+ of 2006 and OLI-TIRS of 2013 were processed to map 1986, 2006 and 2013 land cover maps and features' areas. The "PontiusMatrix22" and "Intensity Analysis02" application using transition' matrix, let to point out intensities and speeds of land use categories changes over two time intervals (1986-2006 /2006-2013). With dry dense forests' islands areas, Landscape ecology lead to compute values of spatial structures' indices. These were: number of patches, total area of patches, average area, predominance, Shannon's index or diversity of the patches' areas and index of shape. These indices concerned also the index of fragmentation of dense small islands of forests. These various results obtained confirmed the state of spatio-temporal dynamics of the dry and dense small islands of forests between 1986, 2006 and 2013. With phytosociological approach, 5 plants communities (dry and dense forests, woodlands, trees savannahs, shrub savannahs, fields and fallows) were identified based on floristic assessment. Socio-economic surveys revealed thanks to local populations' perception, the main factors of forests' fragmentation in Monts Kouffé forest reserve (tree logging, bush fire, agriculture, runoff and soils depletion). The values of calibration and the test of AUC (Area Under Curve) of MaxEnt Model were respectively 0.990 and 0.981. These high values indicated that the model on the prediction of the distribution of *Bombax costatum* tree species was good. The test of Jackknife showed that variables best contributed to the model performance when they are used separately. In terms of perspectives, one can suggest that the methodological approaches used in this thesis are applicable to other forest ecosystems of Benin (forests reserves, huntings zones and national Parks).

Keywords: forests ecosystems fragmentation, Remote sensing, land cover, Monts Kouffé forest reserve, Benin

INTRODUCTION GENERALE

Les activités humaines et les processus naturels entraînent des changements dans l'utilisation et l'occupation du sol qui peuvent avoir de profondes conséquences biophysiques, écologiques, économiques, politiques et sociales (Turner et Meyer, 1994). Par conséquent, la fragmentation des habitats naturels est aujourd'hui reconnue par la convention sur la diversité biologique comme une menace majeure pour la biodiversité. Cette fragmentation et la perte d'habitats modifient profondément la configuration du paysage (Bamba *et al.*, 2010).

En Afrique de l'Ouest, depuis quelques années, le couvert végétal enregistre continuellement de fortes perturbations observées surtout au sein des massifs forestiers. Ces formations subissent une dégradation sans précédent, due à une forte pression anthropique qui se manifeste par des prélèvements à des fins agricoles, de carbonisation et de bois de feu (N'Guessan *et al.*, 2006 ; Bamba *et al.*, 2008 ; Adjonou *et al.*, 2009 ; Bamba *et al.*, 2010). De ce fait, de vastes étendues de forêts denses sont aujourd'hui représentées sous forme d'îlots dans la forêt classée des Monts Kouffé et dans sa périphérie. Ces forêts denses ont connu des changements dans le temps et dans l'espace affectant ainsi leur structure spatiale et leur diversité floristique (Toko *et al.* 2013a).

Diverses techniques de détection du changement sur la dynamique du couvert végétal ont été proposées et testées dans la littérature. La différence d'image (Jensen, 1986 ; Griffiths, 1988), l'analyse en composantes principales (Fung et Le Drew, 1987a; Singh, 1989) et la transformation "tasseled cap" ("pom-pom de bonnet") (Fung et Le Drew, 1987b) sont généralement les méthodes les plus utilisées dans la détection du changement. D'autres méthodes plus récentes utilisent des images de hautes résolutions spatiale et spectrale et les techniques du SIG (Ehlers, 1990; Westmoreland *et al.*, 1992). Ces méthodes sont basées, essentiellement, sur l'interprétation visuelle des images de résolution fine (Ikonos, Quicbird, SPOT5), la classification et l'incorporation des données auxiliaires en vue de mieux quantifier les différents changements.

Comme l'organisation des différents éléments d'un paysage conditionne la distribution spatiale des populations végétales, l'écologie du paysage a pour premier objectif de calculer un certain nombre d'indices de structure spatiale afin de caractériser le couvert forestier. En effet, le devenir de la forêt tropicale est une des préoccupations majeures dans le contexte mondial. Le souci de conservation de la biodiversité, avec la prise en compte des besoins et aspirations des populations locales, est devenu réel depuis le Sommet de la Terre en 1992. Il

s'est ensuivi un besoin urgent de comprendre les effets directs et indirects des activités humaines sur la biodiversité, questions sujettes à de nombreux débats scientifiques (Larrere et Larrere, 1997). Malgré cette prise de conscience collective, l'érosion de la biodiversité se poursuit et constitue une menace pour l'humanité.

Au Bénin, la dégradation du couvert végétal est aussi préoccupante. Pour mieux appréhender la dégradation des écosystèmes qui est d'ordre naturel et anthropique, l'étude de la végétation paraît bien indiquée. Une bonne gestion de la forêt classée des Monts Kouffé, doit prendre nécessairement en compte une meilleure connaissance de l'évolution du couvert forestier qui constitue les habitats potentiels de la faune sauvage aussi bien dans l'aire protégée que dans sa zone périphérique sud. Le choix de la zone périphérique sud s'explique par le souci d'évaluer l'effet de bordure des activités anthropiques sur les îlots de forêts denses sèches.

Avec un total de dix chapitres, cette thèse est structurée en trois grandes parties. La première partie comprend le premier chapitre qui traite du cadre théorique, le chapitre II qui a trait au cadre géographique de l'étude et le chapitre III qui aborde l'approche méthodologique.

La deuxième partie, structurée autour des chapitres IV, V, VI et VII présente les résultats obtenus. La troisième partie discute les différents résultats de cette thèse à travers les chapitres VIII, IX et X.

**PREMIERE PARTIE: CADRE THEORIQUE, CADRE GEOGRAPHIQUE
ET APPROCHE METHODOLOGIQUE**

Cette première partie aborde le cadre théorique, le cadre géographique et l'approche méthodologique développés dans cette thèse.

CHAPITRE I : CADRE THEORIQUE DE L'ETUDE

Dans ce premier chapitre, le cadre théorique aborde la problématique, les objectifs, les hypothèses, la revue de la littérature et la clarification des concepts.

1.1. Problématique

Les formations végétales de la zone intertropicale particulièrement celles de l'Afrique tropicale se dégradent à un rythme rapide. C'est ainsi que le changement net de la superficie forestière de l'Afrique tropicale reste le plus important de toutes les régions du monde ; la perte annuelle nette de ses forêts étant estimée à 5,3 millions d'hectares soit 0,78 % de la superficie forestière totale (FAO, 2001). Les écosystèmes forestiers sont particulièrement complexes; chaque composante (flore, faune, sol) y joue un rôle déterminant. Ils sont caractérisés par la présence majoritaire d'espèces ligneuses pérennes ; celles-ci fonctionnent de manière très particulière et structurent verticalement l'espace en créant des strates aériennes et souterraines qui sont autant de milieux différents, favorisant le développement de communautés très diversifiées. Les structures forestières varient aussi horizontalement par la densité, l'irrégularité des peuplements et la composition en espèces de la strate arborescente (Le Tacon *et al.*, 2000). Les écosystèmes forestiers africains subissent des dégradations d'origines diverses (climatique et/ou anthropique), l'action anthropique étant de loin la plus importante (N'Guessan *et al.*, 2006).

Le paysage, espace géographique composé d'un ensemble d'écosystèmes en interaction, est dynamique. La compréhension de cette dynamique spatio-temporelle est cruciale en raison des interactions avec les activités humaines. La dynamique paysagère pourrait ainsi être mise en évidence et quantifiée par l'analyse de la composition et de la configuration de ses éléments. La structure spatiale des écosystèmes paysagers peut donc contribuer à éclairer les processus écologiques qui s'y déroulent. En effet, chaque système écologique est caractérisé par une interdépendance de trois éléments clés: structure spatiale, composition et fonctionnement. De par cette relation, le paysage est directement lié à la biodiversité et illustre la confrontation qui existe entre la société et son milieu (Bamba *et al.*, 2008). L'Ecologie du paysage s'est fortement développée dans les années 80 pour mieux comprendre la structuration interne et le fonctionnement écologique des paysages anthropisés.

Ainsi, cette discipline se base sur les grands principes de l'Ecologie. En effet, les scientifiques ont pris conscience de la forte interaction qui existait entre les structures et les

processus du paysage. Les activités humaines ont fondamentalement transformé la structure originelle des mosaïques paysagères en les fragmentant, provoquant par conséquent une baisse de la biodiversité et la disparition de certaines espèces. Ainsi, mieux connaître l'organisation et la structure spatiale d'un écosystème, c'est comprendre les effets directs de l'anthropisation (Marion, 2010). L'organisation des différents éléments d'un paysage conditionne la distribution spatiale des populations. Associant approche spatiale et approche fonctionnelle, l'Ecologie 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 (Burel et Baudry, 1999). L'Ecologie du paysage permet de combiner l'approche spatiale du géographe et l'approche fonctionnelle de l'écologue (Forman, 1995; Turner *et al.*, 2001) et cela à n'importe quelle échelle. L'utilisation de cette approche consiste au calcul d'un certain nombre d'indices de structure spatiale.

La fragmentation et la perte d'habitats qui résultent de cette transformation du paysage sont l'une des menaces majeures pesant actuellement sur la diversité biologique. Elles modifient profondément la configuration du paysage. Le milieu forestier est considéré comme l'habitat le plus affecté par la fragmentation. Ainsi, si l'on s'intéresse à la sauvegarde des espèces qui dépendent de cette forme d'habitat, la fragmentation du couvert forestier est la principale variable à considérer (Bamba, 2010).

Le milieu végétal n'est jamais stable ; les conditions climatiques présentent de fortes variations annuelles et sont sujettes à des modifications continues de grande amplitude sur des pas de temps plus ou moins longs. En dehors des accidents ou des variations climatiques, les écosystèmes et particulièrement les écosystèmes forestiers sont soumis à des agressions de grande ampleur: incendies, pullulations de ravageurs, etc. La conservation de la diversité biologique permet de répondre à ces différentes perturbations et de trouver une solution adaptée à chaque situation nouvelle. Un écosystème naturel forestier est évolutif et doit être capable de s'adapter à de nouvelles situations, du moins à l'intérieur de certaines limites (Le Tacon *et al.*, 2000).

Les fragments forestiers en zone agricole constituent un refuge pour la biodiversité. Les organismes inféodés à ces habitats subissent les effets conjoints de l'exploitation forestière et de ceux liés à la fragmentation (effet de taille, d'isolement et de lisière). Les communautés de plantes ligneuses, véritables clés de voûte de ces écosystèmes, par leur structure mais également par leur diversité conditionnent en grande partie la présence et la diversité d'autres organismes forestiers (Gonzalez, 2006). Des auteurs notamment Adjonou *et*

al. (2009) affirment que les ressources forestières subissent une mortalité sélective et que le taux de mortalité varie en fonction des caractéristiques forestières des arbres, notamment le diamètre et la surface terrière. La mortalité des populations ligneuses dans une formation végétale peut être expliquée par plusieurs causes qui sont d'ordre naturel et anthropique. Le constat de la rapide dégradation de la biodiversité à toutes les échelles de perceptions écologiques (biosphère, biome, peuplement, écosystème) est notamment en rapport avec sa richesse spécifique. La question qui se pose est de savoir comment sauver la biodiversité vitale pour les générations à venir. La conservation de la biodiversité n'est pas seulement une question de valeurs écologiques ; il faut aussi tenir compte des facteurs sociaux, économiques et culturels (MEHU et PNUD, 2002). Il faut créer, aménager et gérer des aires protégées pour conserver la biodiversité (Sinsin, 2003). Mais, la création d'un parc ou d'une réserve prive les populations locales d'une partie de territoire dont elles étaient traditionnellement responsables (Heymans, 2000). Or, ces populations rurales pauvres sont les plus dépendantes des ressources naturelles dont elles tirent généralement l'intégralité de leurs moyens d'existence (ONAT *et al.*, 1996). Ainsi, depuis la convention de Rio sur la biodiversité en 1992, la volonté politique en matière de sauvegarde de la diversité biologique s'est manifestée par l'adoption de nouveaux cadres juridiques et réglementaires comme l'adoption de la Loi n 98-03 du 12 février 1999 portant loi-cadre sur l'Environnement en République du Bénin avec ses décrets d'application et de nouveaux programmes de développement contenus dans les documents fondamentaux comme le Plan d'Action Environnementale (1993), l'Agenda 21 National (1997). Aussi, la majorité des projets de développement des aires protégées (Projet Pendjari, PGFTR, PAMF, ECOPAS, PAGEFCOM, PGRN) intègre-t-il les terroirs riverains dans leurs plans d'aménagement (Toko, 2005).

Au Bénin, avec un taux d'accroissement de la population de l'ordre de 3,2% et ses corollaires d'augmentation en besoins de tout genre à satisfaire (Carr *et al.*, 2005), les formations végétales sont sous la pression de plus en plus galopante de l'agriculture, de l'élevage, de l'exploitation forestière et de l'urbanisation (FAO, 2005). L'une des conséquences visibles de ces pratiques est la dégradation du couvert végétal. Le taux de dégradation du couvert végétal à l'échelle nationale est estimé à 70.000 ha par an (FAO, 2002).

La plupart des études sur la dynamique du couvert végétal au Bénin ont été réalisées dans les aires protégées (Arouna, 2002 ; Houndagba *et al.*, 2007 ; Touré, 2010 ; Toko *et al.*, 2012 ; Toko *et al.*, 2013a ; Toko *et al.*, 2013b). Ces auteurs se sont appuyés sur les techniques soit de

la télédétection, de la phytosociologie, ou de l'écologie du paysage pour l'étude de la dynamique du couvert végétal pour identifier la disparition de plusieurs espèces végétales due principalement à la dégradation des milieux naturels (Akoegninou et Akpagana, 1997 ; Akpagana *et al.*, 1998 ; Toko, 2005). Oumorou *et al.* (1998) à partir de la phytosociologie ont montré que la végétation de la région soudanienne du Bénin présente de nos jours, une évolution essentiellement régressive sous l'effet conjugué des feux de végétation, des cultures et de l'élevage transhumant.

La forêt classée des Monts Kouffé, région densément boisée regorge de la plus grande richesse spécifique en mammifères (Sayer *et al.*, 1984). Mais face à la crise économique, l'exploitation et la commercialisation du bois constituent une alternative très fructueuse pour la population locale. En effet les études réalisées sur la situation énergétique du Bénin ont révélé que les énergies traditionnelles (charbon de bois, bois de feu) constituent les sources d'énergie les plus utilisées par les populations. Cette situation est illustrée par le bilan énergétique national qui montre que celles-ci représentent 74 % des consommations finales en énergie. Elles proviennent des ressources forestières qui s'épuisent progressivement. Le diagnostic du secteur forestier effectué dans le cadre de la politique forestière nationale a estimé en 1994 la demande globale de bois de feu à 5.200.000 tonnes/an et celle de charbon de bois à 19.000 tonnes/an. En 2002, les besoins en bois de feu au Bénin sont estimés à 3.250.844 tonnes par an et le taux de recul de la couverture forestière est estimé à environ à 100.000 ha /an. Les différentes activités humaines contribuent à la réduction des superficies forestières qui représentent aujourd'hui 7,73 millions d'hectares (Odjoubèrè, 2011).

Ainsi, l'exploitation abusive des ressources ligneuses conduit à court terme à une savanisation de la zone car l'ensemble de ces pressions anthropiques entraîne un dysfonctionnement des écosystèmes forestiers et une perte de la biodiversité. Ces changements ont des répercussions sur l'occupation du sol et la configuration du paysage qui est un élément très dynamique (Touré, 2010).

Malgré l'existence d'un plan d'aménagement, la forêt classée des Monts Kouffé est soumise à de fortes pressions émanant de l'agriculture itinérante sur brûlis, de l'exploitation forestière anarchique, du pâturage anarchique et du braconnage. Ces activités anthropiques ont des effets négatifs sur la flore et la faune.

Aussi, plusieurs travaux sur la végétation ont été réalisés dans d'autres milieux. Quelques uns consultés sont mentionnés ici.

En effet, des projets de recherche IMPETUS (Approches Intégrée pour une Gestion Efficace des ressources hydriques limitées en Afrique de l'Ouest) et BIOTA (Biodiversity Monitoring Transect Analysis in Africa) ont été exécutés. Ils ont eu pour but d'étudier le cycle hydrologique du fleuve Ouémé sous différents aspects afin de proposer des modèles explicatifs des phénomènes hydrologiques en relation avec la végétation, et d'inciter à l'utilisation durable et à la conservation de la biodiversité africaine (Toko, 2008). Tente (2005), à partir d'une analyse de photographies aériennes de 1975, de la carte de végétation de 1994 et des photographies aériennes de 2003 a montré que les formations boisées du secteur Perma-Toucountouna ont connu une régression de 35%. Les facteurs qui participent à la dégradation des formations boisées saxicoles sont d'ordre climatique, édaphique, topographique et anthropique. Mais, les facteurs anthropiques paraissent les plus déterminants. Hountondji (2008), dans sa démarche d'investigation a procédé en trois étapes, définies par des échelles géographiques (Echelle régionale, échelle nationale, échelle locale) et un gradient géoclimatique. Dans le cadre de la présente thèse, seule l'investigation à l'échelle locale a été prise en compte. Ainsi à l'échelle locale, il a constaté qu'une caractérisation écologique des différents faciès ligneux au sein de trois secteurs climatiques de la zone soudanienne (900 mm - 1200 mm) au nord du Bénin a permis d'apprécier leur niveau de dégradation. Toko (2008) a étudié les facteurs déterminants la variabilité spatiale de la biomasse herbacée, de la phénologie et de la structure de la végétation dans le bassin supérieur du fleuve Ouémé au Centre du Bénin. Selon cet auteur, la biomasse varie de 0,40 t MS/ha en juin à 8,43 t MS/ha en novembre. Cette biomasse herbacée varie significativement selon la situation topographique, la texture et la profondeur du sol, les types biologiques, les types de formations végétales et les sous bassins. Il a constaté par ailleurs, qu'il existe un lien entre la variation de la biomasse herbacée et la profondeur du sol, l'intensité de drainage, le biovolume de la strate herbacée, la densité des ligneux de dbh ≥ 10 cm et le taux de couverture de la canopée. Cayuela (2009), aspire faire l'investigation des problèmes et potentialités de la modélisation de distribution des espèces (SDM) comme un outil de planification de conservation et politique de développement et, mis en place dans les régions tropicales. Ils ont analysé les caractéristiques des données typiquement utilisées pour des modèles appropriés dans le contexte spécifique de modéliser la distribution des espèces d'arbre en Amérique Centrale. Le manque de données limite la validation de modèle dans les zones tropicales, de plus, restreint la valeur de SDM. Ils ont conclu que la SDM a un grand atout pour appuyer la conservation de la biodiversité dans les tropiques, en appuyant le

développement des plans et stratégies de conservation, en identifiant les vides de connaissance, et en fournissant un outil pour examiner les impacts potentiels du changement environnemental. L'analyse de ces travaux a donné une bonne orientation à cette thèse.

Comme on peut le constater, dans le secteur d'étude plusieurs études ont été réalisées sur la thématique de la dégradation du couvert végétal. Mais, elles n'ont pas été réalisées dans une approche pluridisciplinaire avec la prise en compte de la Télédétection, de la Cartographie, du SIG, de l'Ecologie du Paysage, de la Phytosociologie et de la Modélisation appliquée à l'étude des écosystèmes forestiers. C'est cela qui justifie le choix du thème **“Facteurs déterminants de la fragmentation des écosystèmes forestiers : cas des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts-Kouffé et de sa périphérie au Bénin”**.

Le problème de recherche identifié est l'absence d'une utilisation intégrée d'outils dans la gestion des aires protégées. Pour ce faire, l'approche méthodologique de la présente étude est basée sur l'utilisation combinée de la télédétection spatiale, de la cartographie, des SIG, des enquêtes socio-économiques, de la phytosociologie et de l'écologie du paysage. Les questions spécifiques de recherche qui se posent sont :

- ✓ quels sont les origines de l'évolution des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie? Cette question a conduit à identifier l'origine ou la source de la perturbation des îlots de forêts denses sèches dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie.
- ✓ quels sont les facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie? Grâce à cette question, le mécanisme et les causes de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches ont été déterminés.
- ✓ quels sont les impacts de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches sur la diversité floristique de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie? A travers cette question, les perturbations engendrées au niveau de la flore et de la végétation suite à la fragmentation des îlots de forêts denses sèches ont été analysées.
- ✓ comment peut-on suivre la distribution spatiale d'une espèce caractéristique des îlots de forêts denses sèches dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie? Cette question a permis de modéliser l'habitat potentiel d'une espèce caractéristique des îlots de forêts denses sèches.

Pour répondre à ces questionnements, les objectifs ci-après ont été formulés.

1.2. Objectifs de la recherche

1.2.1. Objectif global

L'objectif global de cette étude est d'analyser la fragmentation des écosystèmes forestiers de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie.

1.2.2. Objectifs spécifiques

De façon spécifique, il s'est agi de :

- évaluer la dynamique spatio-temporelle des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie de 1986 à 2013 ;
- déterminer le processus et les facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie;
- identifier les impacts de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches sur la diversité floristique et l'habitat de la faune sauvage de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie;
- modéliser la distribution spatiale d'une espèce caractéristique des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie.

1.3. Hypothèses de recherche

La présente étude est fondée sur plusieurs hypothèses qui sont :

- ✓ les îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie connaissent une évolution essentiellement régressive ;
- ✓ l'appréciation du processus et les facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie varient selon les catégories socioculturelles et socioprofessionnelles ;
- ✓ la fragmentation des îlots de forêts denses sèches conduit à la perturbation de la flore de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie;
- ✓ la niche écologique d'une espèce caractéristique des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie connaît une réduction sensible.

1.4. Clarification des concepts

Biodiversité

C'est la diversité des populations, des espèces et des écosystèmes, considérée à l'échelle locale, régionale ou mondiale (Barbault *et al.*, 2005).

Cartographie

Dans l'antiquité le grec Ptolomée vers 150 ap. J.-C. a préparé une carte générale du monde connu avec des cartes secondaires qui fournissent des noms de fleuves, de peuples, de villes ou de promontoires dont la localisation est basée sur une réflexion scientifique dont la réalisation pratique est incertaine. Au IX^e siècle, l'Eglise représente le monde de façon cosmogonique : les cartes en T. Jérusalem est au centre, seules existent l'Europe, l'Afrique et l'Asie, entourés d'un océan. Les premières représentations cartographiques naissent au XII^e.

Vers la fin du XIII^e siècle, un nouveau type de carte apparut : le portulan, très utile aux marins. Aux XV^e et XVI^e siècles, de grandes expéditions maritimes ont immensément accru la connaissance de la planète. Ces expéditions ont été accompagnées d'une activité scrupuleuse d'observation astronomique et géographique. Le portulan est la carte type de cette époque. La cartographie progresse, à la fois par la quantité de nouvelles connaissances apportées par les explorations, la diffusion des documents par l'imprimerie, et par de nouvelles méthodes et des fondations théoriques solides (projection de Mercator au XVI^e siècle). La cartographie désigne la **réalisation** et l'**étude** des cartes. Le principe majeur de la cartographie est la représentation de données sur un support réduit représentant un espace réel. L'Association Internationale de Cartographie définit la cartographie comme la discipline qui s'occupe de la conception, de la production, de la diffusion et de l'étude des cartes. La cartographie englobe donc tout le processus de la création de cartes. La cartographie est une discipline complexe et changeante mais reste le centre du processus de la création de cartes (http://ninkasi.unbc.ca/htdocs_cca/ressources/qu'est-ce-que-la-cartographie/ consulté le 23/05/14 à 16h01').

Connectivité écologique

La connectivité écologique désigne la connectivité fonctionnelle qui lie ou relie des éléments écopaysagers (habitats naturels ou semi-naturels, zones-tampon, corridors biologiques) entre eux, du point de vue d'un individu, d'une espèce, d'une population ou d'une association de ces entités, pour tout ou partie de leur stade de développement, à un moment donné ou pour

une période donnée. La connectivité désigne ce qu'une entité offre comme connexion à d'autres entités de son environnement. Elle se rapporte plus généralement à la théorie des graphes. En écologie, la connectivité écologique désigne le degré de non-fragmentation écologique des milieux et des paysages. La **connectivité écologique** diminue notamment quand la fragmentation écologique augmente.

En géographie, la connectivité rend compte des connexions qu'offre un lieu pour relier les autres lieux de son environnement (Eigenbrod *et al.*, 2009)

Corridor écologique (biologique)

De manière générale, dans le champ de l'écologie du paysage, le mot corridor désigne toute liaison fonctionnelle entre des écosystèmes ou entre différents habitats vitaux d'une espèce, d'une population, d'une métapopulation ou d'un groupe d'espèces ou de métacommunauté, permettant sa dispersion et sa migration. Il y a d'autres fonctions que joue le corridor biologique (**biocorridor**): habitats, sites de reproduction, de nourrissage, de repos, etc.

Les corridors assurent ou restaurent les flux d'espèces et de gènes qui sont vitaux pour la survie des espèces et leur évolution adaptative. Ils sont donc vitaux pour le maintien de la biodiversité animale et végétale et pour la survie à long terme de la plupart des espèces. (Baker, 2007)

Déforestation

Bien qu'il n'y a pas de définition claire de la "déforestation" (Geist et Lambin, 2001), le terme est souvent utilisé pour décrire l'enlèvement complet à long-terme du couvert végétal (Kaimowitz et Angelsen, 1998). La déforestation se produit quand la forêt est convertie à un autre couvert végétal ou quand la cime de l'arbre tombe en-dessous à un seuil minimal de 10% selon la F.A.O (Lambin *et al.*, 2003). Ainsi, le terme peut être vue comme un processus de destruction des forêts (enlèvement d'arbre) par les êtres humains et leur remplacement par des systèmes agricoles (Roy Chowdhury, 2006; Carr, 2004; Lambin *et al.*, 2003). Il est parfois lié aux cas de perte de biomasse, `du raccourcissement de la durée de la jachère et à d'autres types de dégradation des forêts. Finalement, la déforestation peut être résumée non seulement comme la conversion des forêts mais aussi comme différents types de dégradation. Walker (1987) déclare que la déforestation résulte de processus socio-économiques complexes et, dans beaucoup de cas, il est impossible d'isoler une seule cause. Par conséquent, une diversité de causes de déforestation peut être référée comme des forces motrices (Geist et Lambin, 2002).

Ecosystème

L'écosystème est la subdivision élémentaire de la biosphère constituée d'un réseau trophique et du biotope où il se déploie (Barbault *et al.*, 2005).

Ecologie du Paysage

L'expression «Ecologie du paysage» daterait de 1939. C'est le biogéographe allemand Carl Troll qui créa le premier terme *Landschaftsökologie* ou *Geoökologie* pour les allemands, *Landscape Ecology* pour les anglais et *Landschape ecologie* pour les néerlandais, suite à des analyses de photographies aériennes (Troll, 1939 *in* Burel et Baudry, 2003). C'est une théorie proche de la Biogéographie, mais s'intéressant plus spécifiquement aux échelles dites «paysagères » ou « éco-paysagères » (Koffi, 2008).

D'après les travaux de GECOPA (2004), de Bogaert et Mahamane (2005), l'Ecologie du paysage en tant que science décrit et cherche à expliquer la structure des paysages (leur composition et configuration) ; le fonctionnement des paysages (les mécanismes et processus écologiques qui s'y déroulent) ; les qualités écologiques, économiques et sociales des paysages ; les fonctions diverses du paysage au profit de la société ; la dynamique spatio-temporelle des paysages.

Pour cette raison, l'Ecologie du paysage fait donc appel à plusieurs disciplines telles que celles citées plus haut et utilise, entre autres, les méthodes de la Télédétection, des Systèmes d'Information Géographique (SIG), des techniques d'échantillonnage et de la modélisation.

En Ecologie, l'intérêt pour le concept de paysage est une réalité bien illustrée par le nombre important de rencontres internationales sur ce sujet. L'Ecologie du paysage a émergé ces dernières années comme une science à part entière dans un consensus scientifique international. La finalité de ces recherches vise à aborder le paysage dans sa globalité. En effet, l'optique géographique considère les objets en système et non simplement comme collections.

Tricart (1978) fait un premier rapprochement entre écologie et paysage : « Un paysage s'avère ainsi comme la traduction concrète et spatiale d'un écosystème ». Donc la notion de « paysage » est féconde en écologie (l'écologie étudie l'écosystème dans son flux d'énergie, matière et information) parce qu'elle a fait prendre conscience de l'influence de l'environnement immédiat de l'écosystème et des interrelations entre systèmes. Autrement dit, il s'agit d'une prise de conscience d'une certaine dimension spatiale des écosystèmes. De l'étude des

relations entre les notions de paysage et d'écosystème, on a défini le paysage comme la partie visible de l'écosystème, concept invité par Tansley en 1935.

Si l'écologie s'intéresse à la dynamique de la biodiversité, à toutes les échelles spatiales et temporelles, l'*Ecologie du paysage* s'intéresse particulièrement à l'échelle intégratrice du paysage, des continents et de la planète, et à l'évolution des paysages sous l'effet des interactions complexes entre *processus écologiques* et l'organisation des structures spatiales (qu'elle soit d'origine naturelle ou anthropique). Parfois, l'écologue du paysage agit sur ces structures (dites écopaysagère), soit pour les étudier, soit dans le cadre de mesures de réhabilitation écologique. Elle a commencé à être conceptualisée dans les textes dans les années 1940-1950 et continue à se développer. Wiens (1997) en distinguait trois courants historiques nés en Europe et en Amérique du Nord :

1. une écologie synthétique et holiste, où l'homme tient une place importante,
2. une écologie classique, où le niveau d'organisation ou l'échelle d'étude devient plus large (échelle du paysage),
3. une écologie plutôt spatiale, étudiant comment la structure et la dynamique des paysages hétérogènes influent sur les phénomènes écologiques, et réciproquement (Turner, 1989).

Au total, l'Ecologie du paysage conduit à la reconnaissance d'un niveau d'intégration écologique supérieur à celui des écosystèmes. L'écosystème a été et reste l'un des concepts clés de la pensée écologique. Ce système, espace d'échange d'énergie et de matière, correspondait à l'origine à un espace abstrait permettant l'appréhension des processus biologiques et physico-chimiques se déroulant dans les milieux naturels. Malgré le caractère fondateur de ce concept, l'un de ses inconvénients est une perception spatiale des systèmes naturels, qui résulte peut-être d'une application trop réductrice de la définition initiale et d'une quête de l'**homogénéité**. En Ecologie du paysage, c'est la notion de l'**hétérogénéité** qui est prise en compte car le paysage correspond à une mosaïque d'unités élémentaires qui représentent la diversité des systèmes écologiques, en considérant que c'est l'hétérogénéité qui définit le paysage. Cette considération de l'hétérogénéité s'accompagne nécessairement de l'analyse du contexte spatial et temporel des systèmes écologiques. Hors, la disjonction principale entre, l'**Ecologie du paysage** et l'**Ecologie des écosystèmes** est la prise en compte de l'hétérogénéité dans l'analyse écologique. Au-delà de la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale et/ou temporelle, l'écologie du paysage considère l'**homme** comme une composante essentielle des systèmes écologiques.

Forêt classée

C'est une catégorie d'aire protégée soustraite aux activités diverses des hommes et à la liberté d'accès par un acte juridique. Elle est consacrée à la conservation d'un ensemble écologique (flore, végétation, eau, etc).

Selon la Loi n°93-009 du 2 juillet 1993 portant Régime des forêts au Bénin (RB, 1993) sont dites forêts classées les forêts nécessaires à :

- la stabilisation du régime hydrographique et du climat ;
- la satisfaction des besoins du pays en produits forestiers et connexes ;
- la préservation des sites et la conservation de la nature ;
- la salubrité publique ;
- la défense nationale.

Forêt dense sèche

La forêt est un peuplement où dominent les arbres avec des cimes plus ou moins jointives et qui se maintient en un équilibre plus ou moins stable sous l'action toujours prédominante des facteurs définissant le milieu (Daget & Godron, 1979).

Selon la FAO (1999), la forêt dense sèche est un peuplement fermé, pluristrate, de stature moins élevée (10 à 15 m). La plupart des arbres sont décidus et le sous bois arbustif est soit sempervirent soit décidu et le tapis herbacé sciaphile est discontinu.

Fragmentation écopaysagère

Des barrières naturelles existent dans la nature. Les plus importantes sont les longues et hautes chaînes montagneuses, les grands déserts, les océans et les fleuves. La **fragmentation** ou le **morcellement des écosystèmes / des habitats / écopaysagère (er) / écologique**, est un phénomène artificiel de morcellement de l'espace, qui peut ou pourrait empêcher une ou plusieurs espèces vivantes de se déplacer comme elles le devraient et le pourraient en l'absence de facteur de fragmentation. L'Homme prend progressivement conscience qu'il est à l'origine de nombreuses et nouvelles barrières écologiques qui sont, soit des zones impropres à la vie de nombreuses espèces, soit des zones simplement défavorables à la circulation et/ou à la reproduction des espèces. Elles peuvent être matérielles et visibles (un mur, une ligne de TGV ou une autoroute en France munis d'une double-clotûre), mais elles sont fréquemment invisibles à nos yeux (on les dit alors quelquefois « immatérielles »).

La fragmentation :

- induit le remplacement d'éléments écopaysagers par d'autres,

- modifie le contexte spatial, surtout en altérant la connectivité écologique et par conséquent le degré d'intégrité écopaysagère.
- est un puissant facteur d'isolement écologique de milieux naturels (ou semi-naturels) au sein d'une « matrice » plus « hostile » (car aux conditions environnementales altérées par les activités humaines ou leurs conséquences secondaires).
- par l'insularisation qu'elle provoque, en diminuant les taux de dispersion et d'immigration, elle augmente les risques d'extinction.
- modifie les effets-bordure (écotone/effet lisière), plus ou moins selon les caractéristiques de la matrice environnante (Forman, 1999).

Fragmentation des îlots de forêts denses sèches

La fragmentation est la réduction d'une formation végétale ou d'un écosystème, en petits morceaux (fragments) ou d'un fragment en morceaux plus petits. Par fragmentation des écosystèmes forestiers, il faut donc comprendre la réduction des écosystèmes forestiers, en petits morceaux appelés fragments ou, d'un fragment de ces derniers en morceaux plus petits. La fragmentation est tout phénomène artificiel de morcellement de l'espace. C'est aussi une forme d'occupation successive qui entraîne l'émiettement et la disparition des espèces (Sinsin *et al.*, 2007).

Groupement végétal

Un groupement végétal est une unité de végétation correspondant à une composition floristique et à des conditions écologiques stationnelles définies statistiquement à partir de proportions concrètes du couvert végétal choisi pour leur représentativité (Daget & Godron, 1979).

Habitat

C'est l'environnement dans lequel vit une espèce, auquel elle est adaptée (Barbault *et al.*, 2005).

Hétérogénéité

L'observation scientifique de terrain, comme la modélisation laissaient penser que l'hétérogénéité biogéographique (des espaces et des milieux) pouvait avoir une fonction ou une vertu organisatrice des écosystèmes, et inversement, que les écosystèmes eux-mêmes contribuaient fortement à **hétérogénéiser** les milieux, en faveur d'une biodiversité plus

développée. Cette hétérogénéité n'est pas - dans la nature – contradictoire avec l'*intégrité écopaysagère* ou *continuité écopaysagère* qui ont une importance fonctionnelle majeure pour cette discipline basée sur le fait que, pour vivre, les individus, et les communautés d'individus d'une espèce ou de plusieurs espèces ont besoin à un moment ou l'autre de leur vie et de leur évolution de se déplacer pour accéder à leurs ressources, et qu'elles sont elles-mêmes souvent des ressources pour d'autres espèces ou pour l'écosystème.

Alors qu'on associait classiquement à l'idée de **climax** celle d'un écosystème homogène en équilibre, il faut maintenant prendre en compte l'hétérogénéité et sa signification dynamique. Blondel (1986) a ainsi introduit le concept de *métaclimax*, qui correspond au constat que la capacité de persistance d'un système écologique comme une forêt ou une vallée fluviale dépend de l'existence d'une structure hétérogène, non pas quelconque, mais telle que soit assurée en permanence la viabilité de toutes les populations intervenant dans la dynamique du système (Blandin et Lamotte, 1988).

Indice d'intégrité écologique

Un Indice d'intégrité écologique (IIE ou IBI pour Index of Biological Integrity pour les anglophones), aussi appelé indice d'intégrité biotique, est un outil scientifique d'évaluation environnementale (outil méthodologique, parfois associé à un outil logiciel et souvent à une cartographie SIG) visant à identifier et hiérarchiser les problèmes de fragmentation écologique à diverses échelles écopaysagères (US /EPA, 2008).

Un indice d'hétérogénéité paysagère peut être calculé directement à partir d'images satellitaires. Il serait utile pour pondérer certains critères subjectifs dans l'établissement de cartes de naturalité, à condition de disposer de données de précision suffisante pour permettre de déduire une hétérogénéité réelle, et de caler les modèles ou calculateurs avec des vérifications de terrain. Par exemple, certaines forêts (futaie tempérée) ou des prairies peuvent paraître très homogènes sur une image satellite, mais très hétérogènes sur des photos aériennes prises en hiver, au printemps et en automne ou en lumière plus rasante (mettant mieux en évidence le relief et la complexité de la canopée) (Société de physique et d'histoire naturelle de Genève, 2000 ; Lecomte, 2006 ; BIOTOPE-GREET Nord, 2008)

Matrice écopaysagère

En écologie du paysage, dans un système hétérogène où l'on étudie la connectivité entre habitants «Tâches d'habitat/corridors/matrice »

(www/cache/resident/m/mg/www.mgm.fr/PUB/Mappemonde/M399/Clergeau.pdf), la

matrice écopaysagère désigne généralement l'élément dominant d'un paysage « *caractérisé par une certaine uniformité d'occupation du sol* », observé à la fois en tant que support et que produit de la biodiversité (Forman et Godron, 1986).

En écologie du paysage, la matrice écopaysagère désigne généralement l'élément dominant d'un paysage homogène, observé à la fois en tant que support et produit de la biodiversité. On dira - par exemple - pour un paysage donné et à une échelle donnée que le réseau écologique des corridors utilisés par une espèce ou un groupe d'espèce pour leur déplacement s'insère dans une '**matrice**' de type *milieux artificialisés*, *milieux agricoles intensifs*, ou de type polyculture-élevage. La matrice est un concept théorique, facilitateur, multi-échelle, notamment utilisé pour la pédagogie et la cartographie des éléments naturels du paysage.

Dans la réalité, ce qu'on désigne par la matrice est en fait un sous-ensemble d'un espace plus vaste (on pourrait aller jusqu'à envisager la surface d'un continent, voire planétaire), et la matrice peut-elle-même être divisée en sous-éléments plus petits. Les différents éléments d'une matrice écopaysagère s'interconnectent de manière complexe. Ce concept est très simplificateur, mais aide à la compréhension des systèmes écopaysagers.

Exemple : Une vue aérienne qui montre, dans un paysage complètement anthropisé dont la « **matrice** » est agricole (openfield), quelques haies relictuelles et une bande boisée pouvant faire office de corridors biologiques pour certaines espèces, plus ou moins connectées à une « *tache* » centrale boisée.

Ici la forêt apparaît comme une tache, dans une matrice de type bocagère ou prairial où les haies constituent un réseau de corridors assez densément maillé. Aux échelles locales, il faut néanmoins tenir compte du fait que les prairies sont plus ou moins propices à leur traversée par la faune. L'hétérogénéité de cette matrice a une importance.

Matrice de confusion

La matrice de confusion est un tableau à double entrée appelé couramment matrice de contingence. On reporte dans les cases du tableau le nombre de zones selon leur appartenance aux différentes classes dans l'image classée (en lignes) et sur le terrain (en colonnes). Les zones bien classées se localisent sur la diagonale de la matrice et les erreurs en dehors. On distingue deux types d'erreurs : les erreurs d'omission et de confusion (ou "commission" en anglais). Une erreur d'omission est une observation qui aurait dû être classée en B, mais qui a été "oublié" et classée dans une autre classe. Une erreur de confusion est une observation qui

est classée en B alors qu'elle aurait dû être classée dans une autre classe, il y a confusion (Wolff, 2006).

Matrice de transition

La matrice de transition est un tableau synthétique qui récapitule en termes de superficies, les différentes transformations subies par les formations végétales et les autres unités d'occupation du sol entre deux dates.

Milieu (naturel)

Étymologiquement le mot milieu vient du latin « *médius* » il est apparenté aux mots français « moitié, demi » et « *lieu* » qui est la portion de l'espace, soit prise en elle-même, soit considérée par rapport à ce qui l'occupe. Le **milieu** est, ce qui se trouve au centre de l'**espace**. Dès qu'on parle de milieu, la première idée qui vient peut-être à l'esprit est une image géométrique : c'est le point spatial d'une figure aux contours délimités qui se trouve à égale distance de ses extrémités, autrement dit le centre (Canguilhem, 1957).

La polysémie qui s'attache au terme de milieu et qui s'est enrichie au fur et à mesure de l'émergence des grandes disciplines scientifiques n'a cessé d'en rendre la notion de plus en plus complexe. Le milieu est d'abord physique, quand on considère, tout espace matériel dans lequel un corps est placé. La biologie élargit la notion à l'ensemble non seulement des objets matériels, des conditions physiques, chimiques et climatiques, mais également aux autres êtres vivants qui entourent et influencent tout organisme vivant. L'écologie descriptive va alors distinguer le macromilieu dans une dimension régionale (un macroclimat par exemple) et des micromilieus, c'est-à-dire des différenciations locales parfois punctiformes, comme un caillou posé sur le sol ou encore l'anfractuosité d'un rocher (microclimat thermique, hydrique, osmotique, salin).

Dans le domaine de l'écologie, le milieu peut désigner l'habitat ou plus globalement l'environnement d'un organisme vivant ou d'une communauté d'espèce (écosystème ou biocénose). En biogéographie et écologie : Un biotope est un ensemble d'éléments caractérisant un milieu physico-chimique déterminé et uniforme qui héberge une flore et une faune spécifique. On différencie souvent l'eau, l'air et le sol comme milieux de base. Le milieu ou le biotope, c'est l'espace vital d'un être vivant. En zoologie : Un habitat est un ensemble de milieux de vie qui offrent les conditions nécessaires à la vie d'une espèce (Niche écologique). En géographie : Le *milieu* désigne ce qui entoure un être ou une chose : la nature

qui nous entoure, les rapports que les hommes entretiennent entre eux, l'univers technologique, le tout en interrelations.

Modèle

Un modèle est "une représentation idéalisée de la réalité, élaborée en vue d'une démonstration". Dans les études relatives aux changements spatio-temporels de la végétation, la modélisation vise généralement l'explication et la prédiction (Brown *et al*, 2006). C'est ce qui conduit aux modèles explicatif et prédictif. Le modèle explicatif cherche à comprendre les changements spatio-temporels de la végétation en fonction des facteurs naturels et anthropiques tout en évaluant la part de chaque facteur. Le modèle prédictif est par contre un outil d'analyse spatiale qui permet de simuler spatialement le devenir de la végétation à court terme sur la base de ses changements passés et actuels (Arouna, 2012).

Niche écologique

Elle représente la place et la fonction de l'espèce au sein de l'écosystème. Elle peut être caractérisée par la somme des conditions biologiques et physiques nécessaires à sa persistance (Barbault *et al.*, 2005).

Paysage en écologie

Un paysage est une portion de territoire hétérogène, composée d'un ensemble d'écosystèmes en interaction dont l'agencement se répète de manière similaire dans l'espace (Forman et Godron, 1986). C'est aussi le niveau d'organisation des systèmes écologiques, supérieur à l'écosystème (Burel et Baudry, 1999). Le paysage, **objet** et **cadre** de la recherche, est perçu comme un niveau d'organisation des systèmes écologiques ayant pour caractéristiques : l'hétérogénéité, l'importance des actions humaines et la détermination spatiale. Il ressort de cette définition que la transition qui apparaît entre l'écologie des écosystèmes et l'écologie du paysage résulte principalement d'échelles d'analyse différentes.

L'écologue du paysage s'intéresse aux aspects fonctionnels de la structure du paysage, et pour cela à la nature, la taille, l'agencement et à la connectivité des « taches » du paysage : par milieux fermés et ouverts. Si les milieux naturels d'un espace sont préservés, sans être fragmenté pour les espèces qui l'occupent ou qui devraient naturellement l'occuper, on dit qu'il y a *intégrité écopaysagère*, situation généralement associée à un haut degré de naturalité. Le paysage est le reflet des interactions entre l'environnement et les pratiques humaines d'une part, et d'autre part, le paysage est vu comme un système de hiérarchie

supérieure; ce qui montre l'intérêt de **la notion d'hétérogénéité** qui recouvre la distribution spatiale inégale, non aléatoire, des éléments du paysage.

Perturbation écologique

De manière générale, il y a perturbation d'un écosystème quand des évènements altèrent - dans le temps et dans l'espace les relations entre les organismes vivants et leurs habitats. La perturbation d'un milieu terrestre est suivie d'une série de séquences de recolonisation (*succession écologique*) caractérisées par un stade pionnier à faible nombre d'espèces, puis de stades à plus grand nombre d'espèces et enfin d'une diminution du nombre d'espèces quand le site s'approche du stade climacique.

Phytogéographie/Chorologie

La phytogéographie ou la géographie botanique ou la géobotanique ou la géographie de plantes, est l'étude de la répartition des plantes sur la terre, y incluse celle des taxons pris individuellement et celle des unités de végétation du paysage (Schnell, 1971 ; Robert, 1994 dans Koffi, 2008). Cette définition recouvre trois aspects : l'étude de la répartition des taxons de plantes sur le globe et des flores qu'ils composent (chorologie et floristique), l'étude des relations entre les plantes et l'environnement (autoécologie) et l'étude des communautés végétales présentes dans les différentes régions et de leurs relations avec l'environnement (phytosociologie, écologie de paysage). Elle peut se ramener à deux points de vue fondamentaux. Elle peut étudier la structure et la biologie du manteau végétal, le décrire, rechercher son déterminisme. Elle peut aussi envisager, au contraire, les espèces qui constituent le peuplement végétal d'un territoire ou d'un type de végétation. Ces deux aspects, l'un physiologique et biologique, l'autre floristique, se retrouvent tout au long des diverses disciplines qui constituent la phytogéographie. On les rencontre au niveau des groupements végétaux comme à celui des territoires géobotaniques qui sont à distinguer à la surface du globe. Cette distinction se retrouve encore sur le plan de la cartographie botanique, qui peut représenter soit les formes physiologiques de la végétation, soit les unités floristiques. Cette dualité de points de vue ne fait que traduire l'opposition entre la flore et la végétation.

Phytosociologie

La phytosociologie est l'étude descriptive et causale des associations végétales. Le concept d'association végétale résulte de la constatation selon laquelle pour une personne connaissant suffisamment les plantes, le rappel du nom de l'une d'elles, évoque immédiatement non

seulement son image mais encore celles d'un certain nombre d'autres plantes que l'on trouve ordinairement dans les mêmes endroits qu'elle (<http://www.universalis.fr/encyclopedie/vegetal-phytosociologie/>, consulté le 23/05/14 à 19h20').

La phytosociologie est une science qui étudie les communautés végétales et leurs relations avec le milieu. Une fois décrites, ces communautés sont classées dans un système hiérarchique à plusieurs niveaux (de la classe à l'association) qualifié de «synsystème phytosociologique» (Olivier *et al.*, 2010).

Signature spectrale

La signature spectrale est l'émission électromagnétique caractéristique d'un objet en fonction de la longueur d'onde. En télédétection, les images satellites sont analysées rapport à une bibliothèque de signatures spectrales des végétaux et des minéraux ; chaque type de plantes possède une signature spectrale unique qui dépend de sa croissance, mais aussi des conditions et contraintes environnementales (Richard et Jia, 2006).

Surface et hétérogénéité écopaysagère/écotones et lisières

L'écotone est la *zone de transition écologique* entre deux écosystèmes. Par exemple, le passage de la savane à la forêt, ou le passage d'une plaine alluviale à une zone non-inondable. Comme dans le cas des biomes, la végétation joue un rôle important dans la caractérisation d'un écotone, du fait de la marque physiologique prépondérante qu'elle imprime au paysage. L'écotone est aussi un corridor, qui selon les saisons développe des fonctions différentes pour des espèces différentes. Un écotone est très souvent associé à un *écocline (zone de transition physique* entre deux systèmes). Les concepts d'*écotone* et d'*écocline* sont parfois confondus alors que l'écocline représente un écotone au sens physicochimique du terme (ex: gradient de pH ou de salinité), gradient climatique ou microclimatique (gradient du continuum thermo-hygro-métrique) entre deux systèmes, écosystèmes, agrosystèmes (Di Castri *et al.*, 1988).

La notion de *lisière* est plutôt utilisée pour une description géographique ou paysagère des milieux, alors que celle d'écotone l'est pour décrire le fonctionnement écologique de lisières complexes (et souvent mouvantes) dans l'espace et le temps. En écologie du paysage, on dit que la lisière est un écotone. Un corridor biologique linéaire faisant l'interface entre deux milieux peut être qualifié d'« *écotonal* ». En cartographie des corridors biologiques, par exemple dans un projet de trame verte, une zone d'écotone peut aussi être considérée comme « *zone-tampon* », pour protéger le « cœur d'habitat » (Zone noyau) et faire une transition douce avec la «matrice écopaysagère» (<http://fr.inforapid.org/index.php?search = % C3 % 89 cotone>).

Les lisières forestières et les écotones naturels évoluent dans le temps, sur des périodes ou cycles (marées) plus ou moins longs, séculaires à millénaires dans le cas de la forêt naturelle.

Système d'Information Géographique (SIG)

Un système d'information géographique (SIG) permet de gérer des données alphanumériques spatialement localisées, ainsi que les données graphiques permettant d'afficher ou d'imprimer les plans et les cartes. Ses usages couvrent les activités géomatiques de traitement et de diffusion de l'information géographique.

Le rôle du système d'information est de proposer une représentation plus ou moins réaliste de l'environnement spatial en se basant sur des primitives graphiques telles que des points, des vecteurs (arcs), des polygones ou des maillages (raster). A ces primitives sont associées des informations qualitatives telles que la nature (route, voie ferrée, forêt, etc.) ou toute autre information contextuelle. L'information géographique peut être définie comme l'ensemble de la description d'un objet et de sa position géographique à la surface de la terre.

Téledétection

La télédétection est une technique qui, à l'aide d'un ou plusieurs capteurs, permet d'acquérir de l'information sur un objet, surface ou phénomène sans contact direct avec l'objet, la surface ou le phénomène investigués (http://www.ese.u-psud.fr/IMG/pdf/cours_teledec.pdf, consulté le 23/05/14 à 16h07).

Tache (ou cellule)

C'est un ensemble relativement homogène, non linéaire, dont les caractéristiques diffèrent de son environnement (exemple : un point d'eau dans un bocage, un boisement dans les cultures, un village dans une trame agricole).

Taxon

C'est la catégorie systématique rassemblant des espèces apparentées. Les taxons sont hiérarchisés en regroupements (ou classes) de plus en plus larges, à partir des entités de base que sont les espèces jusqu'aux grands types «architecturaux» d'organismes que sont les embranchements (plantes à fleurs, vertébrés, vers plats) en passant par les genres, les familles, les ordres, les classes, etc. (Barbault *et al.*, 2005).

Zone périphérique

La zone périphérique est la zone en dehors de la forêt classée englobant les terroirs de tous les villages et hameaux riverains de la forêt. Elle est encore appelée zone tampon.

Conclusion partielle

Le cadre théorique a permis de comprendre le contexte de l'étude à travers la problématique, les questions de recherche, les hypothèses et les objectifs de recherche de cette thèse. Le problème de recherche identifié et que veut résoudre cette étude est l'absence d'une utilisation intégrée d'outils dans la gestion des aires protégées.

Le chapitre ci-après aborde le cadre géographique de cette étude.

CHAPITRE II : CADRE GEOGRAPHIQUE

Le cadre géographique de cette étude présente la situation géographique du secteur d'étude, le statut administratif de la forêt classée des Monts Kouffé, l'histoire et les modes de gestion du secteur d'étude ainsi que, les traits physiques et humains. Les aspects biophysiques prennent en compte les facteurs climatiques, pédologiques et morphologiques, le réseau hydrographique, les formations végétales, la faune sauvage, les ressources pastorales et foncières. Les aspects humains abordent les groupes socio-culturels, les données démographiques, les formes d'organisation sociale et du système d'accès à la terre.

2.1. Situation géographique du secteur d'étude

Le secteur d'étude, d'une superficie de 240432 ha, se trouve à cheval sur la Commune de Bassila (forêt classée des Monts Kouffé) et la Commune de Bantè (zone périphérique sud). Géographiquement, il est localisé entre 1°40' et 2°15' de longitude est, et entre 8°20' et 8°50' de latitude nord. Il est limité au nord par la rivière Odola, à l'est par le fleuve Ouémé, à l'ouest et au sud-ouest par la route inter Etat n°3 Bassila-Pira-Banté (route principale) et au sud-est par la piste Bantè-Bobè-Djagbalo (figure 1).

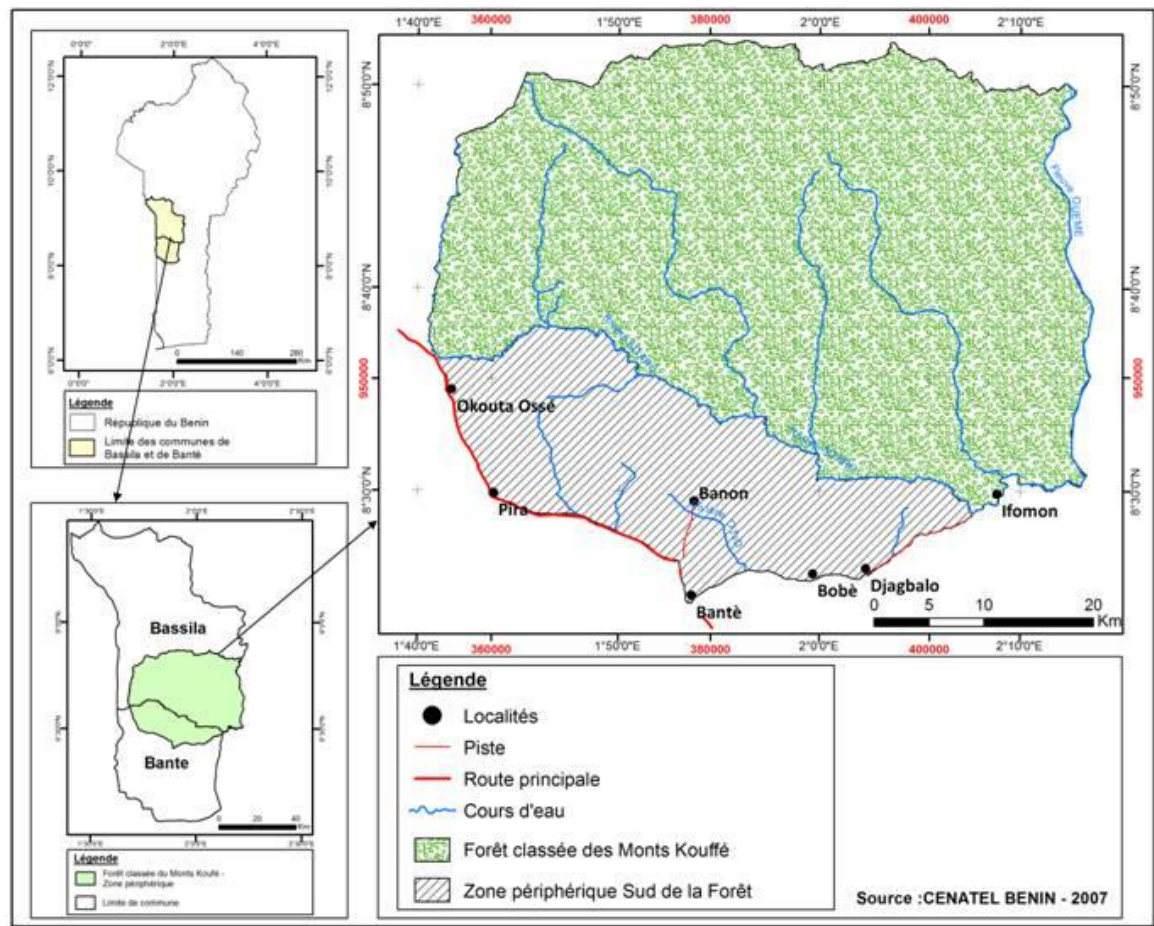


Figure 1. Localisation de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie

2.2. Statut juridique, historique et modes de gestion de la forêt classée des Monts Kouffé

Selon l'arrêté de déclassement n°2484 SE du 8 mars 1957 portant abrogation de l'arrêté n°2078 SE du 21 avril 1949, la forêt classée des Monts Kouffé, occupait une superficie de 180300 ha (PAMF, 2007). Mais selon cette même source, les cartes confectionnées en 2005, à partir des orthophotoplans de 2003, indiquent une superficie égale à 182422,55 ha. La zone périphérique sud de cette forêt (partie de la zone d'étude) a une superficie de 58009,45 ha (Toko, 2005). Selon ces deux auteurs et considérant les cartes de 2005, la superficie totale de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie sud est de 240432 ha. S'agissant des activités forestières à l'intérieur de cette forêt et de l'encadrement technique des populations, la forêt classée des Monts Kouffé est sous la responsabilité des Chefs d'Inspection Forestière Atacora-Donga et Zou-Collines. Ces services sont relayés au niveau des communes par les cantonnements forestiers de Bassila et de Dassa-Zoumé et leurs démembrements au niveau des postes forestiers. Cette forêt est classée au moment où régnait un système traditionnel Nagot de gestion des ressources naturelles qui a permis de maintenir de façon efficiente l'équilibre des écosystèmes durant des siècles. Le système était régi par

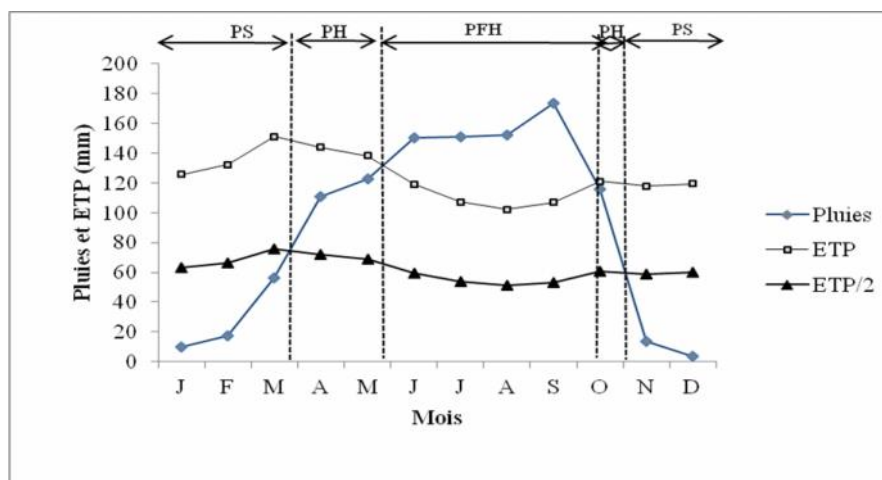
une législation interne et géré par des institutions traditionnelles représentées encore aujourd'hui par des rois et leur cour. Les évolutions modernes ont d'ailleurs peu érodé leur pouvoir. Toutefois, avec le transfert des pouvoirs juridiques vers un service forestier pas assez présent et peu pourvu de moyens matériels et humains pour assurer un contrôle régulier, les exploitations et défrichements illicites ont mis en péril le système de gestion Nagot.

2.3. Milieu biophysique

Le milieu biophysique pris en compte dans cette étude concerne les précipitations, l'évapotranspiration, la température, les types de sols, le relief, le réseau hydrographique, les ressources végétales, la faune sauvage, les ressources pastorales et foncières.

2.3.1. Précipitations et Evapotranspiration

Le secteur étudié est entièrement soumis au climat tropical de type soudanien. Le diagramme climatique de la région des Monts Kouffé est obtenu en couplant les précipitations et l'évapotranspiration potentielle (ETP) de la station synoptique de Savè. Ce diagramme a permis de diviser l'année en des périodes d'évènements bioclimatiques successives (figure 2).



Légende : PS = Période Sèche ; PH = Période Humide ; PFH = Période Franchement Humide

Figure 2. Diagramme climatique de la région des Monts Kouffé (1980-2010)
Source : ASECNA, Bénin, 2013

Ainsi, les précipitations et l'évapotranspiration (ETP) permettent d'établir le bilan climatique. L'ETP permet d'exprimer la quantité d'eau maximale susceptible d'être évaporée par un couvert végétal couvrant bien le sol, en phase active de croissance et alimenté en eau de façon optimale (Trochain *et al.*, 1980). Sur la base des hypothèses de base définies par Franquin

(1969), le bilan climatique permet de diviser l'année en des périodes bioclimatiques successives correspondant à des périodes de développement végétatif à savoir :

- lorsque la courbe de $\frac{1}{2}$ ETP se trouve en-dessous de celle des précipitations, la période est dite humide.
- lorsque la courbe de l'ETP se trouve en-dessous de celle des précipitations, la période est dite très humide.
- lorsque la courbe des précipitations se trouve en-dessous de celle de $\frac{1}{2}$ ETP, la période est dite sèche.

Il ressort de cette figure que, le secteur d'étude comporte trois périodes :

- la période sèche (du début novembre à fin mars) au cours de laquelle la courbe des précipitations est en dessous de l'ETP/2,
- la période humide (qui s'étend de fin mars à fin mai et de mi-octobre au début de novembre) au cours de laquelle la courbe de l'ETP/2 passe sous celle des précipitations et
- la période très humide (de fin mai à mi-octobre) durant laquelle la courbe de l'ETP passe sous celle des précipitations.

L'analyse de la figure 2 montre que deux saisons sont observées dans le secteur d'étude : une sèche allant de novembre à mars et une pluvieuse d'avril à octobre. La moyenne pluviométrique est de 1353 mm. Ceci montre que l'humidité relative est assez importante dans le secteur d'étude, donc favorable au développement de l'agricole et de la végétation.

2.3.2. Température

En milieu tropical, la température est importante pour la végétation puisqu'elle agit sur la respiration et la photosynthèse de la plante. L'impact des valeurs moyennes de la température sur la végétation est moindre par rapport à celui des valeurs extrêmes. Les minima règlent dans une large mesure le repos végétatif et la rapidité de la croissance de certaines espèces (Koutchika, 2009). Durant la période 1982 à 2012, les températures moyennes maximales et minimales ont varié de façon linéaire mais avec un écart d'environ 10°C. Les années les plus chaudes sont 1987 (34°C) ; 2006 (34,4°C) et 2010 (34,3°C). Les années les moins chaudes sont 1986 (21,8°C) et 1989 (2,9°C) (ASECNA, Bénin, 2013).

2.3.3. Types de sols et végétation

Les sols du secteur d'étude sont de différents types (PAMF, 2007). Il s'agit notamment, des sols minéraux bruts d'origine non climatique (sols argilo-sableux), des sols ferrugineux tropicaux et des sols ferralitiques. Les sols argilo-sableux sont aptes à la culture

de coton (*Gossypium hirsutum*), d'igname (*Dioscorea alata*) et des fruitiers. Les sols ferrugineux tropicaux sont propices à une gamme variée de cultures comme le maïs (*Zea mays*), le niébé (*Vigna unguiculata*) et l'arachide (*Arachis hypogea*). Ce potentiel pédologique favorise le développement d'une végétation luxuriante qui regorge d'une diversité d'espèces animales.

La végétation est très variée dans la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie sud. Elle est constituée d'une mosaïque de savanes et de formations forestières (PAMF, 2007 ; IMPETUS, 2005). Les savanes arbustive, arborée et boisée occupent la majeure partie de la forêt classée, avec comme espèces dominantes *Burkea africana*, *Detarium microcarpum* et *Terminalia avicennioides*. A ces savanes, s'ajoutent des formations forestières fermées, représentées par des îlots de forêts denses sèches et des forêts-galeries densément boisées autour des cours d'eau. Pour la forêt dense sèche, les strates supérieures dépassent 30 m de hauteur avec un taux de recouvrement de plus de 80 %. Les essences dominantes sont *Albizia ferruginea*, *Antiaris africana*, *Bombax costatum*, *Cola cordifolia*, etc. Quant aux galeries forestières, leur physionomie est ombrophile avec des espèces atteignant 30 m de hauteur dont les plus dominantes sont *Berlinia grandiflora*, *Hexalobus crispiflorus*, *Pterocarpus santaniloides* (PAMF, 2002). Mais on note également la présence d'une végétation artificielle formée de plantations de teck (*Tectona grandis*) et d'anacardiens (*Anacardium occidentale*) appartenant soit à l'Etat, soit à des privés. Les essences de bois d'œuvre et de service les plus représentées dans les différentes formations végétales de la forêt classée des Monts Kouffé sont *Anogeissus leiocarpa*, *Burkea africana*, *Pterocarpus erinaceus*. Ces essences sont rencontrées dans toutes les formations végétales, suivies par *Daniellia oliveri*, *Diospyros mespiliformis* et *Isoberlinia doka*. *Prosopis africana* et *Pseudocedrela kotschy* sont rencontrées dans cinq (forêts claires, savanes boisées, savanes arborées, savanes arbustives, galeries forestières dégradées) des sept types de formations végétales (forêts denses, forêts claires, savanes boisées, savanes arborées, savanes arbustives, galeries forestières, galeries forestières dégradées) de la forêt classée des Monts Kouffé (PAMF, 2007).

Les essences abattues pour le bois d'œuvre pourront fournir aussi bien du bois d'œuvre que du bois énergie. La principale utilisation du bois dans cette forêt sous forme de bois énergie est la production du charbon de bois conduite essentiellement par les migrants Lokpa installés dans la forêt. Toutefois, le bois est également utilisé par les populations locales et acheté par les transporteurs revenant vers les grands centres de consommation comme Bohicon, Cotonou et Porto-Novo.

2.3.4. Relief

Le relief de la zone d'étude est une vaste pénéplaine située à une altitude de 300 m en moyenne et est composé de plateaux dominés par quelques collines d'altitudes variées. Selon les estimations du CeRPA-Bantè (2004), 20% des terres sont occupées par les collines. Les plateaux sur lesquels s'organisent les activités et l'habitat, couvrent les 70% de la superficie totale et les bas-fonds les 10%.

2.3.5. Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique peu diversifié, est constitué du fleuve Ouémé et ses affluents que sont les rivières Odola et Adjiro (figure 3). Ces cours d'eau ne résistent pas à la saison sèche. Les eaux coulant suivant une direction nord-sud, sont drainées par plusieurs petites rivières à écoulement temporaire qui se jettent dans les rivières Odola et Adjiro.

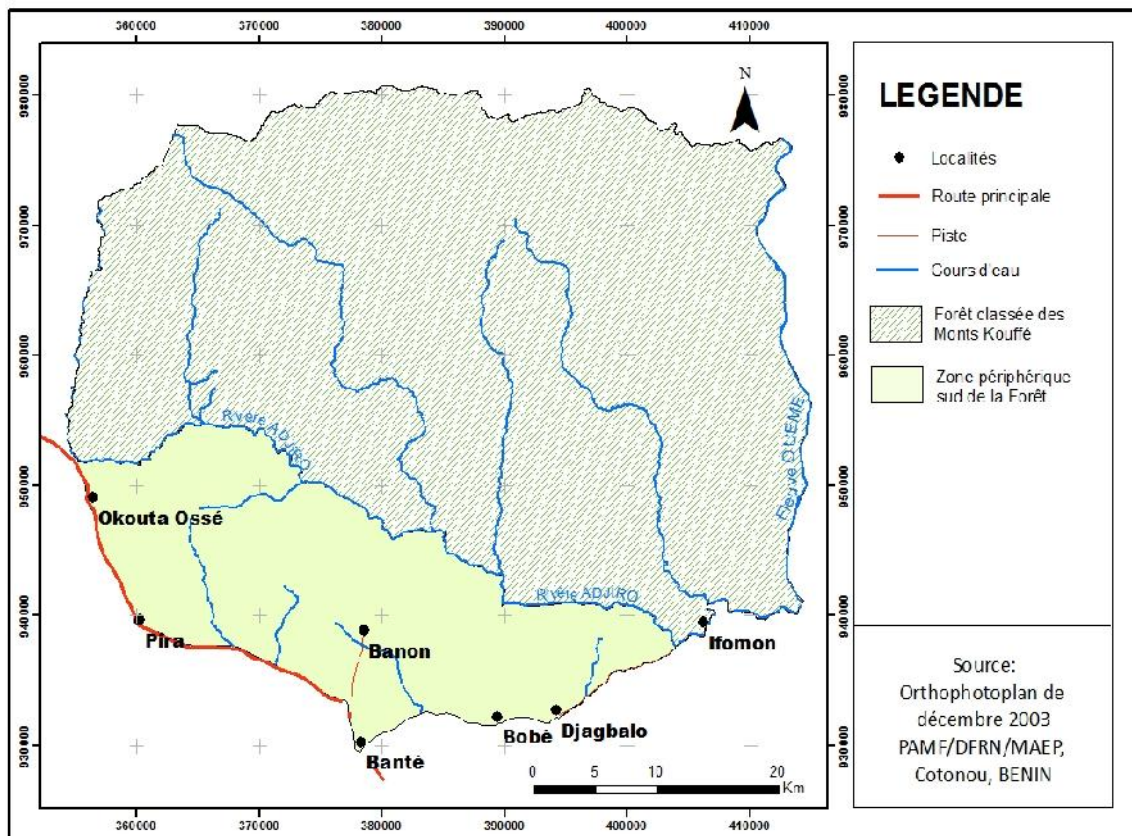


Figure 3. Réseau hydrographique de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie

2.3.7. Faune sauvage

Dans la région des Monts Kouffé, la faune est encore assez riche en ongulés et en oiseaux (Djodjouwin, 2001). La biomasse totale des espèces animales est estimée à 250,3

kg/km² dans la forêt classée des Monts Kouffé (Sinsin, 1996). Les investigations auprès des riverains indiquent que les taux de prélèvement par les braconniers sont supérieurs aux taux spécifiques d'accroissement naturel des espèces animales, ce qui entraînera par conséquent la disparition imminente de certaines espèces. Selon PAMF (2007), les derniers suivis de la faune par la méthode IKA (Indice Kilométrique d'Abondance) ainsi que la littérature existante indiquent que la forêt classée des Monts Kouffé renferme encore des espèces animales et des oiseaux de petites tailles.

Les mammifères dominants sont constitués de *Anomalurus spp* (Ecureuil volant); *Lepus crawshayi* (Lièvre à oreilles de lapin), *Smutsia gigantea* (Pangolin géant), *Mastomys natalensis* (Rat), *Thryonomys swinderianus* (Aulacode), *Euxerus erythropus* (Ecureuil fouisseur). Quelques mammifères sont représentés en petit nombre. Ce sont *Hystrix cristata* (Porc-et-pic), *Kobus kob* (Cobe de buffon), *Ourebia ourebi* (Ourébi), *Phacochoerus aethiopicus* (Phacochère), *Syncerus caffer* (Buffle), *Sylvicapra grimmia* (Céphalophe de grimm), *Tragelaphus scriptus* (Guib harnaché), *Erythrocebus patas* (Patas), *Potamochoerus porcus* (Potamochère), *Herpestes sanguinea* (Mangouste rouge), *Ichneumia albicauda* (Mangouste à queue blanche), *Panthera leo* (Lion), etc. En ce qui concerne les oiseaux, ils sont plus nombreux et diversifiés. Ils regroupent entre autres, *Ardeola ibis* (Garde-bœufs), *Numida meleagris* (Pintade), *Francolinus bicalcaratus* (Francolins), *Streptopelia vinacea* (Tourterelle vineuse), *Bucorvus abyssinica* (Grand calao).

Ces espèces sont sous la pression des braconniers malgré des actions de surveillance par les confréries des chasseurs opérant sous des contrats de surveillance passés avec le Projet PAMF au cours de la période d'exécution dudit projet.

2.4. Milieu humain

2.4.1. Groupes socio-culturels

De façon générale, la population de la Commune de Bantè comporte plusieurs groupes socio-culturels. Selon CeRPA-Bantè (2004), Il s'agit des Ifè qui représente 51% de la population et peuplent surtout les arrondissements du Sud (Gouka, Atokolibé), des Itcha rencontrés dans les arrondissements du Centre et du Nord (Agoua, Koko, Lougba, Akpassi, Bantè, Bobè et Pira). Ceci montre que le milieu étudié (Akpassi, Bantè, Bobè, Pira) est essentiellement peuplé d'Itcha. A cette véritable homogénéité linguistique s'ajoutent les groupes d'immigrés que sont les Fon, les Holli, les Adja, les Ditamari, les Idatcha, les Bariba,

les Mahi, les Lokpa, les Nago et les Peulhs. Ces derniers sont tous en quête de terres fertiles pour l'agriculture ou attirés par l'exploitation forestière et autres activités lucratives.

2.4.2. Données démographiques

Les données démographiques du milieu d'étude sont connues grâce aux deux derniers Recensements Généraux de la Population et de l'Habitation (RGPH), organisés en 1992 (INSAE, 1994) et 2002 par l'INSAE. Ces données concernent les statistiques de la population de tous les ménages et de celles des ménages agricoles par arrondissement et par village. Selon les résultats du RGPH de 2002 (INSAE, 2003), la population des villages riverains enquêtés au sud de la forêt classée des Monts Kouffé est de 13.040 habitants dont un peu plus de la moitié de sexe féminin. Cette population est répartie sur 1937 ménages. En 2014, la population a été estimée à 29143 habitants. Le tableau I présente le nombre de ménages et la répartition de la population par sexe et par village riverain d'enquête de la forêt classée des Monts Kouffé (FCMK).

Tableau I. Nombre de ménages et population par sexe et par village riverain de la FCMK

Arrondissements (Commune de Bantè)	Villages d'enquête	Nombre de ménages	Population en 2002			Population totale estimée en 2014
			Masculine	Féminine	Totale	
Akpassi	Banon	321	908	964	1872	1194
Bobè	Bobè	178	537	554	1091	4436
	Djagbalo	253	891	890	1781	7749
Pira	Okouta- Ossé	303	930	907	1837	3334
	Pira-Adjigo	882	3234	3225	6459	12431
Total	5	1937	6500	6540	13.040	29143

Source : INSAE, 2003 et adapté par Toko, 2014

Les résultats du dernier recensement de 2013 n'étant pas disponible jusqu'au niveau arrondissement, les populations des arrondissements interrogés du secteur d'étude ont été estimé à partir de celles de 2002 selon la formule ci-après :

$$P_f = P_i e^{Tx \cdot t} \text{ OÙ :}$$

P_f = Population finale (2014)

P_i = Population initiale (2002)

Tx = Taux d'accroissement moyen

t = temps final (tf) – temps initiale (ti) = 2014 -2002= 12 ans dans le cas présent.

Les résultats obtenus sont présentés sur le tableau II.

Tableau II. Taux d'accroissement moyens de la population par village d'enquête

Villages d'enquête	Taux d'accroissement moyens de la population (r) en (%)
Banon	96,32
Bobè	107,31
Djagbalo	113,04
Okouta Ossé	105,09
Pira Adjigo	105,61

Source : Toko (2005)

Les taux d'accroissement moyen par ordre d'importance, permettent de faire le classement suivant : Djagbalo, Bobè, Pira Adjigo, Okouta Ossé, et Banon. Ces taux d'accroissement moyen expliquent donc l'importance différentielle de la population des villages d'enquête.

Vue l'importance de ces taux d'accroissement moyen de la population, une projection sur l'avenir lointain des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie est indispensable.

La figure 4 présente l'évolution de la population du secteur d'étude entre 1992 et 2014.

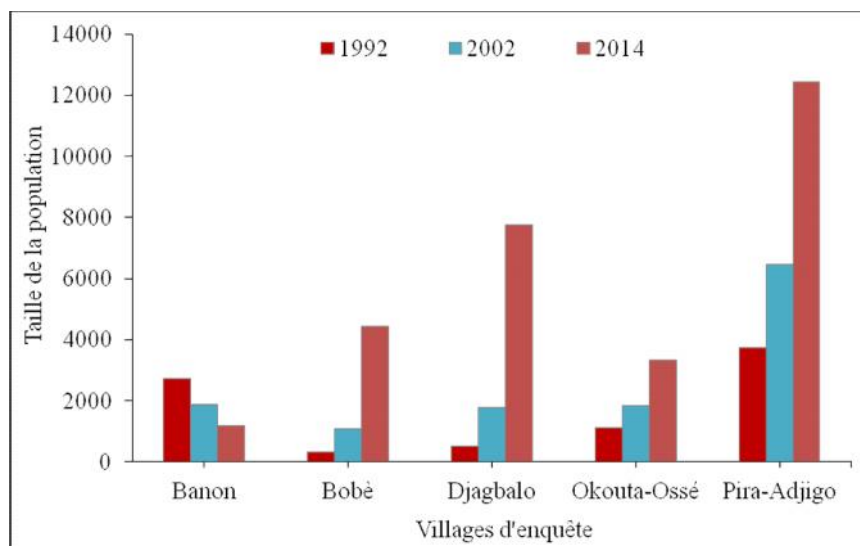


Figure 4. Evolution de la population du milieu d'étude entre 1992 et 2014

Source : INSAE, 1994/2003 et adapté par Toko (2014)

L'analyse de la figure 4 montre qu'en vingt deux (22) ans (1992-2014), seul le terroir villageois de Banon a connu une régression de sa population. Cette situation pourrait

s'expliquer par un degré élevé de l'exode rural probablement en direction de Cotonou et principalement du Nigéria.

2.4.3. Formes d'organisation sociale

Selon PAMF (2007), les formes d'organisation sociale concernent les corps professionnels constitués par les groupements villageois, les groupements de planteurs, les confréries villageoises de chasseurs, les unions communales des producteurs, les groupements d'apiculteurs et d'exploitants forestiers, les groupements féminins, les groupes culturels, les associations de jeunes et les associations de développement.

La chasse était un métier codifié dans la tradition Nagot. Son initiation à l'époque où la faune sauvage était abondante est sujette à des normes qu'on ne peut en aucun cas transgresser.

Cet apprentissage se fait par des étapes bien précises en fonction du niveau de connaissance et de l'échelle dans la hiérarchie de la confrérie des chasseurs. Le *Balodè* ou chef des chasseurs préside la confrérie dans le village. Pour accéder à ce titre, il lui a fallu démontrer sa puissance mystique à travers la neutralisation et l'abattage d'un certain nombre d'animaux considérés par les communautés de chasseurs comme offensifs ou rares. Aucun villageois ne peut pénétrer dans la forêt pour chasser s'il n'a reçu au préalable l'autorisation du chef chasseur du ressort territorial. Un éclaireur existe au sein de la confrérie et veille au dépistage et à l'organisation de la poursuite de braconniers non résidents sur le territoire.

Au sommet de la hiérarchie de la confrérie, il y a dans la région des Monts Kouffé deux types d'association regroupant les différentes confréries villageoises de chasseurs (CVC). La plus importante d'entre elles est la fédération des CVC "Irèpo Odè" redynamisée en mars 1999 et présidée par le chef chasseur du village de Koda (au nord-est de la FCMK). Selon Alimi (2002), la fédération repose sur des statuts, un conseil des sages et des responsables de zones. Elle organise annuellement en saison sèche, une assemblée générale de façon tournante dans l'un des villages membres entre janvier, février et mars. Ces assemblées abordent les questions liées à la vie de la fédération notamment la réglementation de la chasse, de la transhumance et de la pêche. La deuxième association de chasseurs opérationnelle depuis 1994 est celle de la Commune de Bantè. Elle regroupe aussi bien des chasseurs de la forêt classée d'Agoua que ceux des Monts Kouffé. Elle est présidée par le chef chasseur d'Akpassi et a la mission de lutter contre l'exploitation abusive des forêts de la région préservant ainsi la tradition de la chasse.

Conclusion partielle

Ce deuxième chapitre a permis de décrire les composantes environnementales et socio-culturelles de la région des Monts Kouffé. Le diagnostic qui en est établi a conduit à la mise en exergue des facteurs qui interviennent dans la fragmentation des écosystèmes forestiers. Les activités humaines occupent une place importante dans ce processus. Il a également permis d'orienter les caractéristiques biophysiques et socio-économiques du secteur d'étude vers les différentes approches méthodologiques.

CHAPITRE III : APPROCHE METHODOLOGIQUE

L'approche méthodologique est présentée par objectif spécifique. Le premier objectif de cette étude a été traité par les méthodes de la télédétection, de la cartographie, des SIG et de l'écologie du paysage. La méthode d'enquêtes socio-économiques a permis d'atteindre le deuxième objectif. Le troisième objectif a été abordé par les méthodes d'enquêtes socio-économiques et de la phytosociologie. Enfin, le quatrième objectif concernant la modélisation, a été développé par la méthode du Modèle MaxEnt.

3.1. Evaluation de la dynamique spatio-temporelle des îlots de forêts denses

3.1.1. Télédétection

La télédétection satellitaire permet le suivi des forêts d'une manière synoptique. Cette approche peut se faire à diverses échelles mais elle reste dépendante, en termes d'acquisition de données, des contraintes atmosphériques en rapport avec le type de couverture nuageuse. (Maggi, 2005). Elle est un outil qui fournit des images sur les objets ou phénomènes de façon temporellement répétitive et de qualité constante, ce qui permet de réaliser des études de changement de l'occupation du sol. Ces études sont très utiles pour connaître divers phénomènes comme, par exemple, la déforestation, les variations saisonnières des pâturages, le stress des cultures, le changement climatique, la surveillance des catastrophes, la métropolisation, etc. (Cabral, 2006).

En effet, les images satellitaires sont traitées à partir des logiciels Erdas Imagine 9.1 et ArcGIS 9.3 comme le montre le diagramme méthodologique de la figure 5.

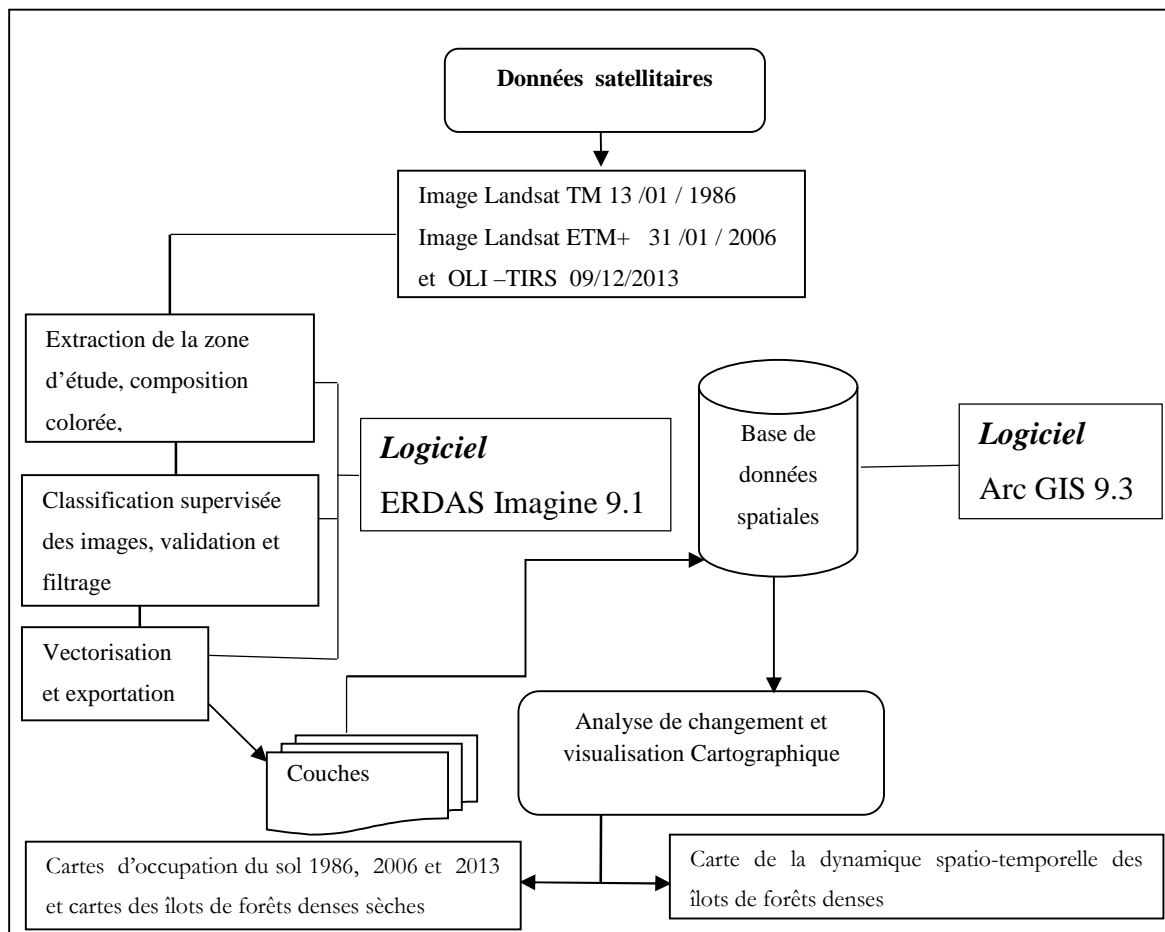


Figure 5. Diagramme méthodologique des traitements des images satellitaires de 1986, 2006 et 2013

3.1.1.1. Données utilisées

Dans cette étude, deux types de données ont été utilisés.

Le premier type est constitué de trois images satellitaires Landsat de la forêt classée des Monts Kouffé et sa zone périphérique sud:

- une image satellitaire LANDSAT 5 TM de format Géotiff, du 13/01/1986, scène 192-054, d'une résolution spatiale de 30 m, obtenue sur le site internet de GLCF/USA ;
- une image LANDSAT 7 ETM+ de format Géotiff, scène 192-054 datant du 31/01/2006, d'une résolution spatiale de 30 m, obtenue sur le site internet de GLCF/USA ;
- une image LANDSAT 8 OLI-TIRS de format Géotiff, scène 192-054 datant du 09/12/2013, d'une résolution spatiale de 30m, obtenue sur le site internet de EarthExplorer-USGS.GOV/USA.

Les trois images ont été prises en saison sèche durant laquelle le secteur d'étude n'est pas couvert par des nuages. Selon Jensen (1983), les images prises pendant les périodes ensoleillées présentent un très bon contraste entre les différents détails, en particulier ceux relatifs à la végétation et aux autres aspects.

La seconde catégorie de données dites données complémentaires, est constituée de :

- carte topographique de l'Afrique de l'Ouest au 1/200.000, Feuille NC-31-III de SAVE en République du Dahomey,
- carte topographique de l'Afrique de l'Ouest au 1/200.000, Feuille NC-31-II de SOKODE en République du Togo et République du Dahomey ; IGN-Paris, France, Juillet 1969.

3.1.1.2. Matériel

Le matériel utilisé dans cette étude est le logiciel ERDAS Imagine 9.1 pour le traitement numérique des images satellitaires.

3.1.1.3. Traitement numérique des images satellitaires Landsat

Le traitement de chacune des images landsat du secteur d'étude a été un ensemble de processus d'application qui ont permis de transformer les images en vue de l'extraction des informations. Ce traitement a connu plusieurs étapes essentielles.

➤ Prétraitements

✓ Extraction du secteur d'étude

L'extraction du secteur d'étude a été possible grâce à la commande **subset** du logiciel Erdas Imagine, après avoir projeté la limite de celle-ci sur l'image concernée.

✓ Correction géométrique de l'image de 2006

La correction ou rectification géométrique est le processus qui consiste à projeter les données sur une surface plane et les faire correspondre à un système de projection donné. La précision de cette rectification influe sur la précision de la détection du changement.

Ainsi, l'image de 2006 dont le datum est WGS 1986 a été rectifiée par rapport à l'image de 1986 qui a pour datum le WGS 1984, par un polynôme de degré 1 avec une erreur moyenne quadratique de l'ordre de 0,31 pixel, en utilisant 5 points de calage. Cette rectification s'impose parce que les deux images étant de datums différents ne pouvaient pas être

superposables. Le rééchantillonnage des images a été réalisé à l'aide de la méthode du plus proche voisin car celle-ci n'altère pas la valeur radiométrique des pixels (Jensen, 1983).

Dans ce cas, le système de projection est UTM Zone 31N, Sphéroïde WGS 84, et datum WGS 84. La procédure s'est déroulée dans ERDAS Imagine, grâce à la fonction de rectification qui est **Geometric correction** à partir de la fenêtre **Raster**.

✓ **Composition colorée**

C'est la combinaison de trois bandes spectrales et leur affectation respective à l'une des trois couleurs fondamentales ou primaires disponibles : le bleu, le vert et le rouge. Il est possible de réaliser plusieurs types de compositions colorées avec les différents canaux d'une image Landsat mais quelques-unes seulement sont pertinentes. Les forestiers utilisent souvent la composition colorée 453 (PAMF, 2002). L'œil humain est beaucoup plus sensible aux nuances de rouge que du vert, ce qui explique que l'on utilise la composition 453 (bande du proche-infrarouge, bande du proche-rouge lointain et bande du rouge), 432 (bande du proche-infrarouge, bande du rouge et bande du vert) pour étudier la végétation car il y a une forte réflectance de la végétation dans le canal 4 (PIR).

Dans la présente étude, la composition colorée qui a été privilégiée pour la détermination des unités d'occupation des terres est celle en fausses couleurs standard. Elle combine les bandes du proche infrarouge, du rouge et du vert du capteur respectivement au plan d'affichage rouge, vert et bleu de l'écran. Cette composition, très efficace pour l'analyse de la végétation, présente l'avantage pour l'interprète d'avoir pratiquement les mêmes propriétés que les photographies infrarouges en couleur, utilisées depuis longtemps par les photo-interprètes (Kerle et Van Wyk de Vries, 2001).

Dans ERDAS Imagine, la composition colorée a été réalisée après regroupement des différentes bandes ou création d'une image en format «.img» par la fonction **Layer Stack** via **Interpreter/Utility**. Elle a été la combinaison 432 pour les images landsat 5 TM et landsat 7 ETM+. La combinaison 543 a été appliquée pour l'image landsat 8 OLI-TIRS où les bandes 5 (Proche-infrarouge), bande 4 (Rouge) et bande 3 (Vert) correspondent respectivement aux bandes 4 (Proche-infrarouge), bande 3 (Rouge) et bande 2 (Vert) des deux images su-citées.

✓ **Extraits des compositions colorées des images Landsat (1986, 2006 et 2013)**

Les figures 6, 7 et 8 présentent des extraits de la composition colorée d'une même zone des images Landsat 5 TM de 1986, Landsat 7 ETM+ de 2006 et Landsat 8 OLI-TIRS de 2013.

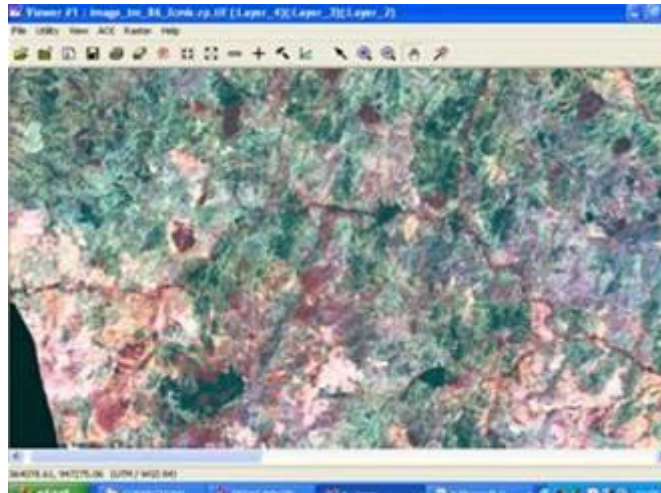


Figure 6. Composition colorée 432 de l'image landsat 5 TM de 1986

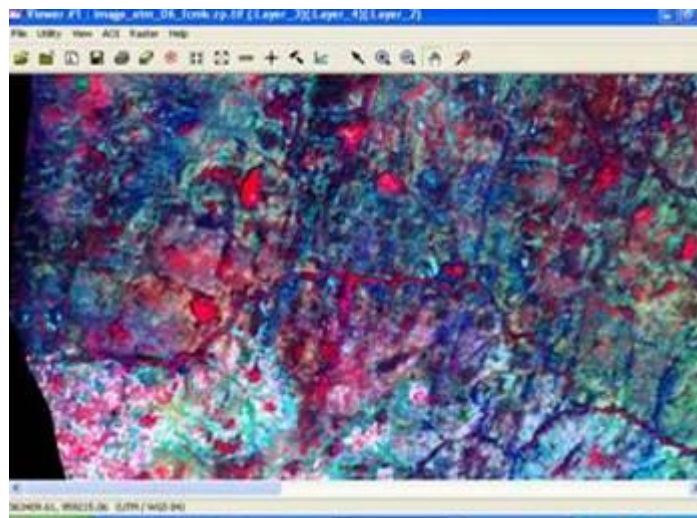


Figure 7. Composition colorée 432 de l'image landsat 7 ETM+ de 2006

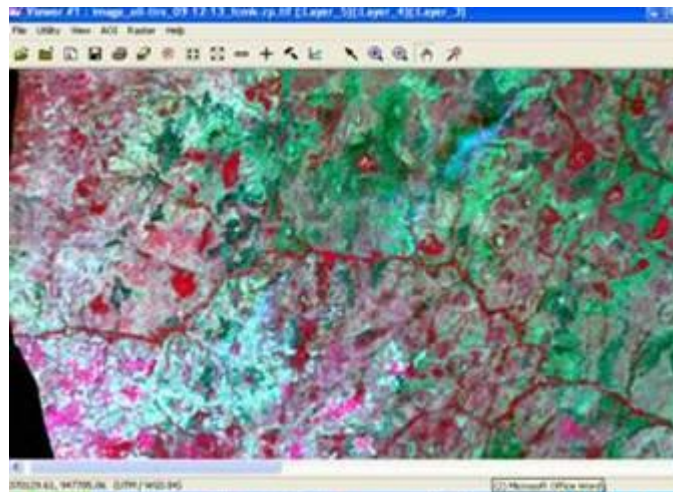


Figure 8. Composition colorée 543 de l'image landsat 8 OLI-TIRS de 2013

Les compositions colorées fausses couleurs 432 et 543 permettent de montrer les formations végétales abondantes en rouge foncée et les autres formations en vert foncée, vert

bleutée. Les sols nus apparaissent sur ces extraits en blanc, les affleurements rocheux et les agglomérations en Cyan.

L'analyse des figures 6, 7 et 8 montre que les îlots de forêts denses sèches (petites taches de couleur rouge foncée) sont bel et bien répartis dans la partie sud-ouest du secteur d'étude à la frontière entre la zone périphérique et la forêt classée des Monts Kouffé. Ces différentes compositions colorées ont permis l'interprétation visuelle aisée des trois images pour une cartographie saine des catégories ou unités d'occupation des terres de 1986, 2006 et 2013.

✓ **Amélioration de contraste**

L'amélioration de contraste est une correction radiométrique qui consiste à rendre une image (composition colorée) plus interprétable/lisible par rapport à une image thématique donnée. Il existe plusieurs techniques pour contraster une image. La méthode d'amélioration de contraste utilisée pour la présente étude est l'**égalisation d'histogramme**. Avec cette méthode, les valeurs radiométriques d'image (DN) sont assignées aux grandes luminosités sur la base de leur fréquence d'occurrence, de sorte que les niveaux de luminosité les plus élevés soient assignés aux valeurs d'image qui se produisent fréquemment.

➤ **Traitements numériques proprement dits**

✓ **Classification multispectrale par maximum de vraisemblance**

La classification par pixel est un procédé qui consiste à regrouper les pixels d'une image en un nombre limité de classes. Si le pixel satisfait à une série de critères, il est affecté à la classe qui correspond à ces critères. Il existe deux types de classifications : la classification supervisée et la classification non supervisée. Pour cette étude le choix est porté sur la classification supervisée à cause de la connaissance du secteur d'étude. Dans ce cas, il faut choisir avant tout, des parcelles d'entraînement (AOI) qui sont des regroupements homogènes de pixels caractéristiques (échantillons) d'une occupation du sol donnée. Sur les parcelles d'entraînement, le logiciel a classifié chaque image selon l'algorithme paramétrique qu'est le Maximum de vraisemblance. C'est un algorithme très couramment utilisé car, généralement le plus performant. Son utilisation suppose que les distributions des valeurs de réflectance des parcelles d'entraînement soient normales (Wolff, 2006). Cet algorithme de classification calcule une fonction de probabilité multidimensionnelle qui permet de déterminer la probabilité de chaque pixel d'appartenir à l'une des catégories correspondant aux signatures spectrales (Collet, 1992). Il a pour avantage la fourniture d'un indice de

certitude lié à ce choix pour chaque pixel, en plus de la classe à laquelle il a été affecté. Pour obtenir une classification avec moins de confusion, il est recommandé de prendre un maximum d'aires d'entraînement par classe. Pour peur de tomber dans la confusion des classes lors de la constitution des parcelles d'entraînement, le nombre d'échantillons choisis a été limité à 10 pour chaque classe. Globalement, les classes qui ont été définies s'élèvent à 9 (forêt galerie, forêt dense sèche, forêt claire, savane boisée, savane arborée, savane arbustive, champs-jachères, sol nu et zone brûlée).

✓ **Evaluation de la classification**

Une classification n'est pas complète sans l'évaluation de son exactitude (Lillesand et Kiefer, 1994). En effet, on ne peut pas utiliser des données obtenues par télédétection avec certitude si on ne sait pas quel est statistiquement, le niveau de l'erreur qui lui est associé. Il ne suffit pas de présenter un pourcentage de pixels classés correctement, comme c'est souvent les cas dans de nombreuses études, parce que cette statistique ignore la précision locale, seule la quantité totale d'une classe est considérée sans tenir compte de sa localisation (Jensen, 1996). L'évaluation des résultats d'une classification se fait grâce à la comparaison de l'image classée avec des données de référence (photographies aériennes, cartes ou relevé de terrain). Ces zones d'évaluation seront relevées avec le même soin que les zones d'entraînement. On confrontera les valeurs de l'image classée à celles du terrain dans un tableau à double entrée appelé couramment matrice de contingence ou matrice de confusion. On reporte dans les cases du tableau, le nombre de zones selon leur appartenance aux différentes classes dans l'image classée (en lignes) et sur le terrain (en colonnes). Les zones bien classées se localisent sur la diagonale de la matrice et les erreurs en dehors. On distingue deux types d'erreurs : les erreurs d'omission et de confusion (ou "commission" en anglais). Une erreur d'omission est une observation qui aurait dû être classée en B, mais qui a été "oublié" et classée dans une autre classe. Une erreur de confusion est une observation qui est classée en B alors qu'elle aurait dû être classée dans une autre classe, il y a confusion (Wolff, 2006).

Dans la présente étude, ce sont des relevés de terrain qui ont permis cette validation. Ainsi, les matrices de confusion de la classification de 1986, 2006 et 2013 ont été calculées à partir des signatures spectrales dans ERDAS Imagine suivant les fonctions: **Signature Editor / Evaluate / Contingency**.

✓ **Calcul des erreurs de commission et d'omission, et des indices de pureté des classes, de validité cartographique, d'exactitude de la classification**

Ces matrices de confusion ont permis de calculer les erreurs d'omission (**EO**), les erreurs de commission (**EC**), les indices de pureté des classes (**IPC**) et les indices de validité cartographique (**IVC**). Les erreurs d'omission (en colonne) ont été obtenues en faisant le rapport (du nombre de pixels bien classés dans chaque unité d'occupation du sol) et du nombre total de pixels de ladite unité. Tandis que les erreurs de commission (en ligne) ont été également obtenues par la même procédure, mais ici au niveau des lignes. Les indices de validité cartographique ont été obtenus en retranchant les erreurs d'omission de 100 %. Les indices de pureté des classes sont quant à eux obtenus, en retranchant les erreurs de commission de 100 %. L'indice d'exactitude (**I**) de la classification des images de ces trois périodes a été calculé à partir des valeurs de chaque matrice de confusion, grâce à la formule suivante (Barima *et al.*, 2009 ; Mugisha *et al.*, 2010 ; Arouna, 2012) :

$$I = \sum_{i=1}^k \frac{x_i}{X}$$

Avec x_i : Nombre d'observations de la diagonale pour la classe i ; X : Nombre total des observations pour l'ensemble des classes.

Si $I = 0,9$ (soit 90%), alors l'interprétation est correcte (Mugisha *et al.*, 2010).

Pour cette étude, les résultats de cet indice obtenus sont respectivement de 86,09% pour 1986 ; 84,13% pour 2006 et 94,26% pour 2013. Ceux-ci ont permis de valider les 3 classifications car les deux premiers sont "proches" des 90% et le troisième au-delà.

✓ **Traitements post-classification (Filtrage ou lissage)**

Dans cette phase de post-classification, avant la représentation cartographique de la classification, le **Filtre Médian majoritaire 3 x 3** a été appliqué à chaque image classifiée pour la généralisation de certains éléments qui avaient un aspect « sel et poivre ».

- **Matrices de confusion des images Landsat**

- **Matrice de confusion de l'image Landsat 5 TM de 1986 et calculs d'erreurs**

Le tableau III présente la matrice de confusion de l'image Landsat 5 TM de 1986.

Tableau III. Matrice de confusion de l'image Landsat 5 TM de 1986 (en Pixel)

Données classifiées (1986)	Données de Référence (1986)									Total Ligne	IPC	EC
	FG	FDS	FC	SB	SA	Sa	CJ	SN	ZB			
FG	296	327	211	17	49	1	1	0	140	1042	28,40	71,60
FDS	29	2074	14	0	3	0	0	0	39	2159	96,06	3,94
FC	12	4	2857	0	98	224	2	0	469	3666	78	22
SB		0	1	6632	66	3	0	0	0	6702	99	1
SA	36	1	146	162	2458	57	3	0	13	2876	85,46	14,54
Sa	3	0	134	0	30	1237	1	0	40	1445	85,60	14,40
CJ	1	4	1	0	0	1	871	47	78	1003	87	13
SN	0	0	4	0	8	4	453	169	127	765	22,09	77,11
ZB	0	7	31	0	5	22	259	40	4633	4997	92,71	7,29
Total	377	2417	3399	6811	2717	1549	1590	256	5539	21227		
IVC	78,51	86	84,05	97,37	90,46	80	55	66,01	83,64			
EO	21,49	14	15,95	2,63	9,54	20	45	33,99	16,36			

Légende : FG : Forêt galerie, FDS : Forêt dense sèche, FC : Forêt claire, SB : Savane boisée, SA : Savane arborée, Sa : Savane arbustive, CJ : Champs et jachère, SN : Sol nu, ZB : Zone brûlée. IPC : Indice de Pureté des Classes, EC : Erreur de Commission, IVC : Indice de Validité Cartographique, EO : Erreur d'Omission.

En 1986, les valeurs élevées de l'Indice de Pureté des Classes (IPC) au niveau des différentes classes d'occupation des terres FDS (96,06%), FC (78%), SB (99%), SA (85,46%), Sa (85,60%), CJ (87%) et ZB (92,71%) et de celles de l'Indice de Validité cartographique de ces mêmes classes FDS (86%), FC (84,05%), SB (97,37%), SA (90,46%), Sa (80%) et ZB (83,64%) (Tableau VII) indiquent qu'une bonne partie des classes d'occupation des terres a été bien identifiée.

- **Matrice de confusion de l'image Landsat 7 ETM+ de 2006 et calculs d'erreurs**

Le tableau IV présente la matrice de confusion de l'image Landsat 7 ETM+ de 2006.

Tableau IV. Matrice de confusion de l'image Landsat 7 ETM+ de 2006 (en Pixel)

Données classifiées (2006)	Données de Référence (2006)									Total Ligne	IPC	EC
	FG	FDS	FC	SB	SA	Sa	CJ	SN	ZB			
FG	280	478	63	4	3	0	0	43		871	32,14	67,86
FDS	101	2417	8	0	0	0	0	12		2538	95,23	4,77
FC	26	17	1571	3	6	47	10	197		1877	83,69	16,31
SB	0	0	1	1701	27	0	0	0		1729	98,38	0,98
SA	0	0	2	123	2537	132	29	2		2825	90	10
Sa	0	0	28	0	153	1902	203	4		2290	83,05	16,95
CJ	0	0	8	0	37	219	1046	23		1333	78,46	21,54
SN	2	38	104	3	4	27	71	520		769	67,62	32,38
Total												
Colonne	409	2950	1785	1834	2767	2327	1359	801		11974		
IVC	68,45	82	88	93	91,68	82	77	65				
EO	31,55	18	12	7	8,32	18	23	35				

Légende : **FG** : Forêt galerie, **FDS** : Forêt dense sèche, **FC** : Forêt claire, **SB** : Savane boisée, **SA** : Savane arborée, **Sa** : Savane arbustive, **CJ** : Champs et jachère, **SN** : Sol nu. **IPC** : Indice de Pureté des Classes, **EC** : Erreur de Commission, **IVC** : Indice de Validité Cartographique, **EO** : Erreur d'Omission.

Au niveau des différentes classes d'occupation des terres de 2006 (tableau VIII), les valeurs élevées de l'Indice de Pureté des Classes FDS (95,23%), FC (83,69%), SB (98,32%), SA (90%), Sa (83,05%), CJ (78,46%) et de celles de l'Indice de Validité cartographique de ces mêmes classes FDS (82%), FC (88%), SB (93%), SA (91,68%), Sa (82%), CJ (77%) indiquent également que la majorité des classes a été bien affectée dans les classes appropriées.

- **Matrice de confusion de l'image Landsat 8 OLI-TIRS de 2013**

Le tableau V présente la matrice de confusion de l'image Landsat 8 OLI-TIRS de 2013.

Tableau V. Matrice de confusion de l'image Landsat 8 OLI-TIRS de 2013 (en Pixel)

Données classifiées (2013)	Données de Référence (2013)											
	FG	FDS	FC	SB	SA	Sa	CJ	SN	ZB	Total Ligne	IPC	EC
FG	179	171	0	0	0	0	0	0	0	350	51,14	48,86
FDS	22	2173	0	0	0	0	0	0	0	2195	99	1
FC	3	5	1087	1	20	0	5	0	5	1126	96,53	3,47
SB	0	0	0	1523	7	0	0	0	0	1530	99,54	0,46
SA	0	0	0	12	1559	0	1	0	0	1572	99,17	0,83
Sa	0	0	0	1	26	295	63	1	2	388	76,03	23,97
CJ	0	4	5	0	1	23	1026	0	1	1060	97	3
SN	0	1	0	0	0	5	37	37	0	80	46,25	53,08
ZB	0	13	26	0	1	0	27	0	156	223	70	3
Total Colonne	204	2367	1118	1537	1614	323	1159	38	164	8035		
IVC	88	92	97,22	99,08	96,59	91,33	88,52	97,36	95,12			
EO	12	8	2,78	0,92	3,41	8,67	11,48	2,64	4,88			

Légende : **FG** : Forêt galerie, **FDS** : Forêt dense sèche, **FC** : Forêt claire, **SB** : Savane boisée, **SA** : Savane arborée, **Sa** : Savane arbustive, **CJ** : Champs et jachère, **SN** : Sol nu, **ZB** : Zone brûlée. **IPC** : Indice de Pureté des Classes, **EC** : Erreur de Commission, **IVC** : Indice de Validité Cartographique, **EO** : Erreur d'Omission.

La matrice de confusion du tableau V montre que les valeurs élevées de l'Indice de Pureté des Classes (IPC) au niveau des FDS (99%), FC (96,53%), SB (99,54%), SA (99,17%) et CJ (97%) et de celles de l'Indice de Validité cartographique de ces mêmes classes FDS (92%), FC (99,22%), SB (99,08%), SA (96,59%), Sa (91,33%), SN (97,36%) et ZB (95,12%) ont été très bien classées.

Ces valeurs permettent de conclure que par rapport à 2006 et 1986 la classification a été meilleure en 2013.

3.1.2. Cartographie des résultats de la classification des images

3.1.2.1. Vectorisation dans ArcMap

Après le filtrage de l'image classifiée, le fichier raster a été vectorisé dans l'interface ArcMap. Après la vectorisation, les opérations cartographiques ont réellement commencé.

3.1.2.2. Symbolisation graphique dans ArcMap

Pour avoir une légende cartographique bien expressive, lors de la symbolisation graphique, des symboles et couleurs appropriés et prédéfinis ont été attribués aux différentes informations ponctuelles, linéaires et zonales identifiées dans le secteur d'étude.

De ce fait, les localités ont été représentées par un point de couleur noir, les cours d'eau par une ligne bleue, les routes principales et les pistes par une ligne rouge avec une taille plus importante pour les premières et une taille moindre pour les secondes. Les unités d'occupation des terres qui sont des informations zonales ou surfaciques ont été représentées par des trames rectangulaires de couleurs rigoureusement choisies selon les principes du HSV (Hue = Couleur, Saturation = Saturation, Value = Teinte).

Le tableau VI ci-dessous présente les caractéristiques HSV des couleurs de ces unités d'occupation des terres.

Tableau VI. Caractéristiques des couleurs des unités d'occupation des terres I suivant HSV

Unités d'occupation des terres	Caractéristiques des couleurs suivant HSV			
	H (Couleur)	S (Saturation)	V (Teinte)	Couleurs correspondantes
Forêt galerie	88	69	24	Vert très foncé
Forêt dense	88	69	24	Vert très foncé
Forêt claire	140	61	75	Vert foncé
Savane boisée	164	100	90	Vert bleuté
Savane arborée	166	100	100	Vert très bleuté
Savane arbustive	101	85	100	Vert claire
Champs et jachère	60	100	100	Jaune claire
Sol nu	0	25	95	Rose claire
Zone brûlée	0	0	70	Gris

3.1.2.3. Mise en page cartographique dans ArcMap

La mise en page cartographique a pris en compte les différents éléments des cartes. Ceux-ci concernent le cadre de la carte, la légende, l'échelle graphique, le Nord géographique, la source de l'image Landsat de base, le système de coordonnées cartographiques (UTM).

Après cette opération de mise en page, le périmètre et la superficie de chaque unité d'occupation des terres ont été calculés. Ce travail a permis d'effectuer différents calculs relatifs à quelques indices de structure spatiale et à l'évaluation des taux moyens annuels d'expansion spatiale.

3.1.2.4. Calcul des taux moyens annuels d'expansion spatiale (T)

Le taux moyen annuel d'expansion spatiale exprime la proportion de chaque unité d'occupation des terres qui change annuellement. A partir de la superficie des unités d'occupation des terres, ce taux a été calculé grâce à la formule de Bernier (1992) :

$$T = [(\ln S_2 - \ln S_1) / ((t_2 - t_1) \times \ln e)] \times 100$$

S_1 et S_2 : Superficie d'une unité paysagère à la date t_1 et t_2 respectivement ; $t_2 - t_1$: Nombre d'années d'évolution ; \ln : Logarithme népérien ; e : Base du logarithme népérien ($e = 2,71828$).

3.1.3. Détection des changements des unités d'occupation du sol

Grâce au logiciel ArcGIS 9.3, des opérations SIG ont été exécutées. Celles-ci concernent le croisement des tables d'attributs des cartes d'occupation du sol de 1986, 2006 et 2013 et les analyses spatiales afin de détecter des changements des unités d'occupation du sol.

➤ Génération des matrices de transition

Les matrices de transition ont permis de mettre en évidence les différentes formes de conversion qu'ont subies les unités paysagères entre deux dates instantanées. Elles sont constituées de x lignes et de y colonnes. Le nombre x de lignes de la matrice indique le nombre d'unités paysagères présentes à la date t_1 tandis que le nombre y de colonnes de la matrice indique le nombre d'unités paysagères converties à la date t_2 . Quant à la diagonale, elle contient les superficies des unités paysagères restées inchangées. Dans ces matrices, les transformations se font des lignes vers les colonnes. Les superficies de ces différentes classes d'unités paysagères ont été calculées à partir du croisement des cartes de deux dates.

Pour l'approche diachronique de cette étude, les matrices de transition ont été utilisées pour représenter la quantité (ou la valeur de l'aire) des unités qui ont changé de classe ou non, entre 1986 et 2006 et entre 2006 et 2013. Les tableaux croisés sont une technique qui a permis l'obtention de toutes les combinaisons possibles des n classes des deux cartes de dates distinctes.

➤ Calcul du taux de conversion des unités d'occupation du sol

Le taux de conversion a permis de mesurer le degré de conversion d'une unité donnée en d'autres unités d'occupation des terres. Il est obtenu à partir de la matrice de transition (Arouna, 2012) suivant la formule ci-dessous:

$$T_c = [(S_{it} - S_{is}) / S_{it}] \times 100$$

Avec :

S_{it} : Superficie de l'unité d'occupation des terres i à la date initiale t ;

S_{is} : Superficie de la même catégorie de cette unité i demeurée stable à la date t_1 .

3.1.4. Analyse de l'intensité des changements

Dans la présente étude deux programmes d'analyse ‘‘PontiusMatrix22’’ et ‘‘Intensity Analysis02.xlms’’ de Aldwaik et Pontius (2012), ont permis de mesurer (en %) les intensités des changements selon les intervalles de temps, les unités d'occupation des terres et les transitions entre unités d'occupation des terres.

3.1.4.1. PontiusMatrix22

Le programme ‘‘PontiusMatrix22’’ (annexe 1) fournit une variété d'analyses et les sommaires statistiques d'une matrice de tableau-croisé (www.clarku.edu/~rpontius).

Ce programme ‘‘*PontiusMatrix22*’’ s'est basé sur les matrices de transition de 1986-2006 et de 2006-2013 pour générer quatre graphiques montrant lesdites intensités selon les intervalles de temps 1986-2006 et 2006-2013. Le premier et le deuxième graphique présentent les intensités des changements survenus au sein de chaque catégorie. Tandis que le troisième et le quatrième graphique présentent les intensités de pertes et de gains par catégorie. A ces niveaux, l'état de rapidité des changements est déterminé grâce à la ligne verticale en tireté bleue, appelée ligne de zone uniforme. Si le graphe est à gauche de cette ligne, le changement est lent ou dormant. Mais si celui-ci est à droite de cette ligne, le changement est rapide ou actif.

3.1.4.2. Intensity Analysis02.xlms

Le programme ‘‘*Intensity Analysis02.xlms*’’ grâce aux matrices de transition a permis de générer des statistiques pour les transitions selon les intervalles de temps, entre chaque catégorie d'occupation des terres et les autres. Il en est de même pour les pertes et gains survenus lors des transitions entre unités (annexes 2.1 et 2.2).

3.1.5. Ecologie du Paysage

3.1.5.1. Indices de structure spatiale

Pour étudier les rapports entre la configuration du paysage et les processus écologiques, il est nécessaire de décrire des structures en termes quantifiables. Ceci explique le développement d'une série d'indices «landscape metrics» (Hargis *et al.*, 1997). Ces mesures sont souvent un indicateur de l'impact humain sur la morphologie du paysage (Krummel *et al.*, 1987). De ce fait, un certain nombre d'indices au niveau de chaque classe d'occupation des terres peuvent être calculés.

Dans la présente étude, les indices ont été calculés seulement pour la classe de forêts denses parce que l'étude est essentiellement orientée vers la fragmentation des îlots de forêts denses. Ces indices ont permis de comprendre et de caractériser le fonctionnement écologique des îlots de forêts denses sèches suite aux perturbations anthropiques dans le secteur d'étude (recherche de bois d'œuvre, carbonisation, feux de végétation tardifs, agriculture itinérante sur brûlis, etc.).

✓ Nombre de taches

Le nombre de taches appartenant à une classe donnée j (n_j) a été déterminé. Cet indice renseigne sur la fragmentation d'une classe entre deux périodes. L'augmentation du nombre de taches d'une classe peut être due à la fragmentation de cette classe (Davidson, 1998).

✓ Aire totale

L'**aire totale** (a_{tj}) occupée par la classe j (ha) a été calculée suivant l'équation ci-dessous où a_{ij} était l'aire de la i -ème tache de la classe j .

$$\mathbf{n_1}$$
$$\mathbf{a_{tj} = \sum_{i=1} a_{ij}}$$

✓ Dominance

La dominance $D_j(a)$ indiquant la proportion d'aire occupée par la tache dominante dans la classe j a aussi été prise en compte. Il s'agit de la part occupée dans l'aire totale (a_{tj}) par la plus grande tache de la classe j notée $a_{max,j}$ (McGarigal et Marks, 1995).

$$\mathbf{D_j(a) = (a_{max,j}/a_{tj}) \times 100.}$$

Exemple : $D_j(a) = (2676/17864) \times 100 = 14,97$

$0 < D_j(a) < 100$. Plus la valeur de la dominance est grande, moins la classe est fragmentée.

✓ **Aire moyenne**

L'aire moyenne \bar{a}_j (la valeur moyenne de l'aire des taches de la classe j) a été calculée selon la formule suivante:

$$\bar{a}_j = a_{tj} / n_j$$

✓ **Diversité des aires des taches**

La diversité des aires des taches de la classe j , notée $H_j(a)$, a été calculée par l'indice de Shannon (Bogaert et Mahamane, 2005). L'indice de diversité de Shannon est donné par la formule où \ln représente le logarithme népérien.

$$H_j(a) = - \sum_{i=1}^{n_j} (a_{ij}/a_{tj} \times \ln a_{ij}/a_{tj})$$

Cet indice mesure la diversité relative des taches de la classe. La valeur de $H_j(a)$ dépend du nombre de taches présentes (n_j), de leurs proportions relatives et de la base du logarithme. Elle est égale à zéro (0) lorsque la classe n'est constituée que d'une seule tache et sa valeur va croître avec le nombre de taches et avec l'équitabilité entre les aires des taches de la classe (McGarigal et Marks, 1995).

✓ **Indice de fragmentation F_j**

Cet indice mesure l'agrégation des pixels dans les classes et est considéré comme une mesure de la complexité de l'image (Bogaert *et al.*, 2002 ; Toyi, 2012).

$$F_j = (n_j - 1) / (m_j - 1)$$

Où n_j représente le nombre total des taches pour la classe j ; m_j est généralement dans un fichier raster, le nombre de pixels (Monmonier, 1974). Mais, étant donné que les analyses ont été effectuées dans cette étude avec un fichier vectoriel, m_j a été estimé par le rapport entre l'aire totale a_{tj} de la classe j et l'aire de la plus petite tache (a_{tj}/a_{minj}). Donc

$$F_j = (n_j - 1) / [(a_{tj}/a_{minj}) - 1]$$

NB : 0 F_j 1. Ainsi, la classe est moins fragmentée si F_j est proche de 0, et davantage fragmentée si F_j est proche de 1.

✓ **Indice de forme**

L'indice de forme de la classe j (IF_j) a été donné par la formule ci-dessous où P_{ij} est le périmètre total de la classe j.

$$IF_j = p^2_{ij} / a_{ij}$$

L'indice des formes est basé sur un principe de rapport du périmètre sur l'aire.

La forme est un élément difficile à quantifier et peut donner libre cours à différentes interprétations (Ducrot, 2005). Elle peut être liée à des degrés d'artificialisation: exemple, les terres agricoles sont très polygonales alors que les formations naturelles, telles les forêts ont souvent un contour plus complexe. Plus les taches ont des formes allongées ou irrégulières, plus la valeur de l' IF_j sera élevée et cette valeur décroîtra à mesure que les formes deviennent circulaires (Bogaert *et al.*, 2000).

3.1.6. Projection de la dynamique des îlots de forêts denses aux horizons 2043 et 2073

La projection de la dynamique des îlots de forêts denses a porté sur l'estimation des superficies de ces derniers en 2043 et 2073 si la tendance et le rythme de dégradation observés en 2006 se maintiennent.

Pour ce faire, la formule suivante a été appliquée :

$$Pr = [Acc (ha)/An*T] + S$$

Avec :

Pr = Superficie projetée,

Acc (ha) = Différence des superficies entre la première et la dernière année de l'étude,

An = Nombre d'Année,

T = Différence entre la dernière année de l'étude et l'année de projection,

S = Superficie de l'unité d'occupation des terres dans la dernière année de l'étude.

3.2. Processus et facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses

3.2.1. Matériels des enquêtes socio-économiques

Les matériels utilisés dans cette étude concernent les questionnaires d'enquête de terrain et les guides d'entretien (annexe 3).

3.2.2. Collecte des données socio-économiques

3.2.2.1 Echantillonnage

✓ **Choix des villages et ménages enquêtés**

L'échantillon est constitué de cinq villages riverains de la FCMK. Il s'agit notamment des villages Okouta-Ossé, Pira-Adjigo, Banon, Bobè et Djagbalo. Ces villages ont été choisis en tenant compte de leur répartition spatiale dans le secteur d'étude et aussi de leur proximité avec la FCMK. A cause de la mobilité des enquêtés, dans chacun de ces villages l'enquête a pris en compte 10% des ménages et par ménage, deux individus ont été interviewés.

Le tableau VII présente les villages concernés, leur population totale, le nombre de ménages, la taille des ménages enquêtés et le nombre d'individus interrogés (n).

Tableau VII. Individus enquêtés par villages dans le secteur d'étude

Arrondissements	Villages	Population totale (2002)	Nombre de ménages (2002)	Ménages enquêtés	Individus interrogés par village
Akpassi	Banon	1872	321	32	64
	Bobè	1091	178	18	36
Bobè	Djagbalo	1781	253	25	50
	Okouta-Ossé	1837	303	30	60
Pira	Pira-Adjigo	6459	882	88	176
Total	5	13040	1937	193	386

Source : INSAE/BCR, 2003

✓ **Mode d'échantillonnage**

Dans chaque village, le choix de l'échantillon a été aléatoire. Le ménage constitue le niveau d'observation. Les individus interrogés au hasard sont constitués de chasseurs, d'agriculteurs, de scieurs, d'éleveurs, d'exploitants forestiers. La taille de l'échantillon est de 193 ménages enquêtés (10% des ménages du secteur d'étude) qui constituent 386 individus interrogés choisis de façon aléatoire.

✓ **Calcul des taux d'accroissement moyen de la population**

Grâce à la formule ci-dessous, les taux d'accroissement moyen de la population ont été calculés par localité.

$$r = (P_{2002} / P_{1992})^{1/n}$$

(Source : INSAE-Bénin)

Avec : P_{2002} = Population de 2002

P_{1992} = Population de 1992

n = différence d'année entre 2002 et 1992 (ici, $n = 10$ ans)

3.2.2.2 Technique de collecte des données

Les techniques utilisées sont le focus group, l'interview et le modèle PEIR.

✓ **Focus Group Discussion**

Deux focus group composés de chasseurs, de paysans, de scieurs et d'exploitants forestiers sont réalisés dans les cinq villages du secteur d'étude. La taille du focus group varie entre 8 et 10 personnes par village. Ces villages ont été choisis en tenant compte de leur répartition spatiale dans le secteur d'étude et surtout de leur proximité avec la forêt classée. Cette méthode a permis de collecter d'une part, des informations permettant d'évaluer les effets de la fragmentation sur les espèces exploitées dans la forêt classée et les raisons qui motivent le choix des espèces forestières utilisées d'autre part.

✓ **Interview avec les différents acteurs de la forêt classée**

Une interview a été réalisée avec les différents acteurs de la forêt classée notamment les chefs chasseurs, les exploitants forestiers, les éleveurs et les agriculteurs du secteur d'étude. Cette interview a permis d'avoir des informations sur les espèces végétales et animales disparues, sur celles en voie de disparition ainsi que les effets liés au phénomène de la fragmentation.

✓ **Utilisation du modèle PEIR (Pression-Etat-Impact-Réponse)**

Le modèle PEIR (Pression - Etat - Impact - Réponse) a servi de base d'analyse. Il s'agit d'une approche utilisée dans le domaine de l'évaluation intégrée des composantes socio-économiques et environnementales. Il permet une analyse appropriée et approfondie de l'état et des tendances à ces deux niveaux. Dans ce cas, l'attention est focalisée d'abord sur la

connaissance des déterminants et des causes de la pression, puis après sur leurs impacts (Dossou *et al.*, 2011). Le modèle PEIR est utilisé pour connaître l'ensemble des facteurs anthropiques responsables de la fragmentation des habitats naturels et leurs impacts sur la diversité biologique.

3.2.3 Traitement des données

Les données d'enquête ont été traitées avec le logiciel MiniTab qui a permis de réaliser des analyses factorielles de correspondances sur les différentes perceptions des populations locales. A partir de ces analyses, divers facteurs responsables de la fragmentation des îlots de forêts denses sont connus.

3.3. Identification des impacts de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches sur la diversité floristique

3.3.1. Collecte des données phytosociologiques

En dehors des données phytosociologiques, les résultats des enquêtes socio-économiques ont également permis la compréhension des impacts de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches sur la diversité floristique.

3.3.1.1. Choix des sites

Sur la base des travaux préalables effectués au laboratoire et des taches (îlots de forêts denses sèches), des coordonnées géographiques des placeaux ont été choisies. Afin de comparer la diversité des îlots de forêts denses et celle des autres formations végétales, des placeaux ont été installés dans ces différents types de végétation.

3.3.1.2. Dimensions des placeaux et méthode des relevés

L'aire de relevé phytosociologique retenue est basée sur les travaux effectués en milieu tropical par plusieurs auteurs (Sinsin, 1993 ; Houinato, 2001 ; Oumorou, 2003 ; Wala, 2004 ; Toko, 2008) qui ont utilisé des surfaces variant entre 100 et 1000 m² selon les formations végétales et les strates. Dans la présente étude, trois strates ont été distinguées : la strate herbacée composée des herbacées et des arbustes de moins de 2 m, la strate arbustive constituée de ligneux de hauteur comprise entre 2 m et 7 m et la strate arborée constituée de ligneux de plus de 7 m. Ainsi l'aire de relevé a été de 100 m² pour la strate herbacée et de 900 m² pour les strates arbustive et arborée. Au total, 125 placeaux carrés de relevés phytosociologiques ont été installés sur l'ensemble des sites pendant la période de maturation des graminées.

Les relevés phytosociologiques ont été effectués suivant la méthode sigmatiste de Braun-Blanquet (1932) utilisée par plusieurs auteurs (Sinsin, 1993 ; Houinato, 2001 ; Oumorou, 2003 ; Wala, 2004 ; Djègo, 2007 et Toko, 2008).

Cette méthode est basée sur le principe d'homogénéité floristique de la surface étudiée. A chaque espèce inventoriée, on affecte un coefficient d'abondance-dominance qui est l'expression de l'espace relatif occupé par l'ensemble des individus de chaque espèce. Les coefficients généralement admis sont :

5 : espèce couvrant 75 à 100% de la surface du relevé (RM : Recouvrement Moyen = 87,5%)

4 : espèce couvrant 50 à 75% de la surface du relevé (RM = 62,5%)

3 : espèce couvrant 25 à 50% de la surface du relevé (RM = 37,5%)

2 : espèce couvrant 5 à 25% de la surface du relevé (RM = 15%)

1 : espèce couvrant 1 à 5% de la surface du relevé (RM = 3%)

+ : espèce couvrant 0 à 1% de la surface du relevé (RM = 0,5%).

3.3.1.3. Identification des espèces

L'identification des espèces a été faite directement sur le terrain. Elle s'est également appuyée sur des spécimens récoltés et comparés à ceux de l'Herbier National du Bénin et à partir des Flores (Hutchinson et Dalziel, 1954-1972 ; Berhaut, 1967, 1971, 1988 ; Akobundu et Agyakwa, 1989 ; Brunel *et al.*, 1984 ; Van der Zon, 1992 ; Poilecot, 1995 ; Arbonnier, 2002 ; Akoegninou *et al.*, 2006).

La nomenclature adoptée est celle de Hutchinson et Dalziel (1954, 1972) et de Lebrun et Storck (1991, 1997).

3.3.1.4. Données dendrométriques

Les données dendrométriques ont été collectées dans les placeaux de 30 m x 30 m. Elles portent sur le nombre d'individus de chaque espèce, le diamètre des ligneux de dbh (diamètre à la hauteur de la poitrine) 10 cm est mesuré à 1,30 m au-dessus du sol.

3.3.2. Traitement des données

3.3.2.1. Classification hiérarchique

Les relevés phytosociologiques ont été traités en fonction de la présence-absence des espèces. La matrice brute de 125 relevés et de 207 espèces a été soumise à la classification hiérarchique ascendante grâce au logiciel CAP.

3.3.2.2. Détermination des espèces caractéristiques

Les groupements végétaux individualisés à partir du dendrogramme ont été soumis au module Indicator Species Analysis du logiciel PC ORD 5.0 afin de déterminer les espèces caractéristiques de chaque groupement (Dufrene et Legendre, 1997). La valeur indicatrice de l'espèce i est alors calculée selon la formule :

$$IV_{ij} = A_{ij} \times B_{ij}$$

IV_{ij} est la valeur indicatrice (%) de l'espèce i dans le groupement j ;

$A_{ij} = \text{abondance } ij / \text{abondance } i$

A_{ij} est une mesure de spécificité où l'abondance ij est l'abondance moyenne de l'espèce i dans le groupement j et l'abondance i , le total des abondances moyennes de l'espèce i dans tous les groupements ;

$$B_{ij} = n_{\text{sites } ij} / n_{\text{sites } j}$$

B_{ij} est une mesure de fidélité où $n_{\text{sites } ij}$ est le nombre de sites du groupement j où l'espèce i est présente et $n_{\text{sites } j}$, le nombre total de sites de ce groupement.

La valeur indicatrice retenue pour une espèce sera la plus haute valeur observée dans l'un des groupements. Pour cette valeur, le test statistique de signification de Monte Carlo a été réalisé pour 999 permutations. L'hypothèse sous-jacente étant que la valeur indicatrice de l'espèce est la même pour tous les groupements.

La valeur indicatrice varie de 0% (pas d'indication) à 100% (indication parfaite). L'indication parfaite signifie que la présence d'une espèce renvoie à un groupe exclusif de relevés (Toko, 2008).

Les trois paramètres déterminés dans un groupement donné, pour chaque espèce ont été présentés selon le schéma suivant [x-y-z] ; avec "x" l'abondance relative de l'espèce, "y" son indice de présence et "z" sa valeur indicatrice. L'abondance relative et la valeur indicatrice développées selon Dufrene et Legendre (1997) permettent d'avoir une image synthétique du comportement d'une espèce à travers tous les groupements recensés. Par exemple, concernant l'abondance relative, une espèce qui a une abondance relative de 25% signifie que cette espèce est également présente dans d'autres groupements. *A contrario*, une espèce qui a une abondance relative de 100% dans un groupement signifie qu'elle ne se trouve que seulement dans ce groupement.

La valeur indicatrice, en combinant, par une multiplication, les effets de l'abondance relative et de la fidélité, donne des informations sur l'espèce plus que les deux autres valeurs. Une espèce qui a une valeur indicatrice de 100% dans un groupement donné, signifie qu'elle ne se rencontre que dans ce groupement et dans tous les relevés du groupement (Toko, 2008). La valeur indicatrice peut permettre alors d'identifier les espèces caractéristiques d'un groupement, en aidant à contraster la présence de cette espèce à travers tous les groupements végétaux. En conséquence, pour nommer un groupement, il faut alors retenir les deux espèces ayant les plus fortes valeurs indicatrices pour le groupement ; cela permettra de nommer le groupement avec des espèces de façon non équivoque. Si une espèce est fréquente et abondante dans plusieurs groupements, sa valeur indicatrice sera faible et ne sera donc pas utilisée pour caractériser le groupement. En se référant aux résultats de Toko (2008) et de Arouna (2012), au cours de la présente étude, les espèces caractéristiques d'un groupement végétal sont les espèces qui ont les plus fortes valeurs indicatrices et dont la fréquence relative dans les autres groupements est $\leq 10\%$ (pour les espèces présentes dans plus de deux groupements) ou $\leq 15\%$ (pour les espèces présentes seulement dans deux groupements).

3.3.2.3. Détermination des spectres biologiques

Les spectres biologiques ont été déterminés à partir des formes de vie ou types biologiques. Pour chaque groupement, un spectre brut reflétant la présence et un spectre pondéré prenant en compte les coefficients de recouvrement moyen des espèces ont été calculés. Les formes de vie ont été établies selon les définitions de Raunkiaer (1934) qui prennent en compte essentiellement la position des bourgeons et la taille de l'individu (Arouna, 2012).

Ceux-ci concernent les :

- ✓ **Chaméphytes (Ch)**, plantes vivaces (arbrisseaux) dont les parties aériennes sont persistantes en mauvaise saison de végétation et dont les bourgeons ou les extrémités des pousses persistantes sont situés à proximité du sol, sur des rameaux rampants ou dressés.
- ✓ **Géophytes (Ge)**, Plantes vivaces subsistant par des parties souterraines (bulbe, rhizome ou tubercule) pendant la mauvaise saison. On distingue : les géophytes bulbeuses (Geb), rhizomateuses (Ger), tuberculées (Get) et suffrutescentes (Ges).
- ✓ **Hémicryptophytes (He)**, plantes vivaces qui persistent par des parties situées au ras du sol. Leur appareil végétatif se dessèche complètement pendant la mauvaise saison et les bourgeons persistants se développent au niveau du collet.

✓ **Phanérophytes (Ph)**, plantes vivaces (arbres et arbustes) dont les pousses ou les bourgeons persistants sont situés sur les axes aériens plus ou moins persistants.

Parmi elles, on distingue :

- les mégaphanérophytes (MPh), arbres de plus de 30 m de haut ;
- les mésophanérophytes (mPh), arbres de 10 à 30 m de haut ;
- les microphanérophytes (mph), arbres de 2 à 10 m de haut ;
- les nanophanérophytes (nph), arbustes de 0,4 à 2 m de haut ;
- les phanérophytes lianescentes ou grimpantes (Lph), plantes volubiles à vrilles, à racines crampons ou rampantes.

✓ **Thérophytes (Th)**, plantes annuelles sans organes végétatifs persistants et se propageant d'année en année au moyen des graines. Les thérophytes dressées (Th) sont distinguées des thérophytes lianescentes (LTh).

3.3.2.4. Détermination des spectres phytogéographiques

Les spectres phytogéographiques ont été déterminés à partir des types phytogéographiques. Ces spectres phytogéographiques, en mettant en évidence la répartition des espèces selon leur aire de distribution permettent de juger de la spécificité ou non d'un groupement végétal. Pour chaque groupement, un spectre brut reflétant la présence et un spectre pondéré prenant en compte les coefficients de recouvrement moyen des espèces ont été calculés (Arouna, 2012). Les types phytogéographiques utilisés proviennent des subdivisions chorologiques de White (1983). Les espèces introduites ont été déterminées selon la codification de la flore d'Afrique occidentale (Lejoly & Richel, 1997).

Il s'agit des:

✓ ***Espèces à large distribution géographique*** contenant les espèces :

- Cosmopolites (Cos) qui sont réparties dans le monde entier ;
- Pantropicales (Pan), réparties dans toutes les régions tropicales ;
- Paléotropicales (Pal) qui sont présentes en Afrique tropicale, en Asie tropicale, à Madagascar et en Australie ;
- Afro-américaines (AA) qui sont réparties en Afrique et en Amérique tropicale.

✓ ***Espèces à distribution continentale*** composées d'espèces :

- Afro-malgaches (AM), réparties en Afrique et à Madagascar ;
- Afro-tropicales (AT), réparties dans toute l'Afrique tropicale ;

- Plurirégionales africaines (PRA), réparties dans plusieurs régions d'Afrique ;
- Soudano-zambéziennes (SZ), présentes à la fois dans la région soudanienne et dans la région zambézienne ;
- Soudano-guinéennes (SG), réparties dans les régions soudanienne et guinéenne ;
- Guinéo-congolaises (GC), réparties dans la région guinéo-congolaise (zone guinéenne et le bassin du Congo).

✓ **Espèces de l'élément-base soudanien (S)**

Ce sont des espèces réparties dans le centre régional d'endémisme soudanien.

3.3.2.5. Détermination de la diversité spécifique (Diversité alpha)

La richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon et l'équitabilité de Pielou sont devenus des indices utilisés pour comparer différents peuplements ou différents états temporels d'un même peuplement (Oumorou, 2003).

✓ **Richesse spécifique (R)**

C'est le nombre d'espèces végétales recensées par plateau. Cet indicateur est insuffisant pour mesurer la diversité spécifique car il ne permet pas de différencier des groupements qui comporteraient un même nombre d'espèces mais avec des effectifs différents.

✓ **Indice de diversité de Shannon (H)** a pour formule :

$$H = - \sum P_i \log_2 P_i$$

$P_i = (n_i / N)$ est la fréquence relative des individus de l'espèce (i),

(n_i) est le nombre d'individu(s) de l'espèce (i),

(N) est le nombre total d'individus recensés.

Cet indice varie généralement de 0 à $\log_2 R$ (sensiblement égal à 5) et s'exprime en bits.

✓ **Equitabilité de Pielou (E)** a pour formule :

$$E = H / \log_2 R \text{ où :}$$

- H représente l'indice de diversité de Shannon,

- $\log_2 R$ est la valeur théorique de la diversité maximale pouvant être atteinte dans chaque groupement ; elle correspond à un état de répartition égale de tous les individus entre toutes les espèces du groupement.

- R est la richesse spécifique. Cette équitabilité varie de 0 à 1.

3.3.2.6. Caractérisation de la structure de la végétation

La répartition par classes de diamètre, la densité et la surface terrière moyenne sont les paramètres utilisés pour caractériser la structure des groupements végétaux.

✓ Répartition par classes de diamètre

Les structures en diamètre sont révélatrices des événements liés à la vie des peuplements (Rondeux, 1999). Les structures en diamètre sont en général des histogrammes construits à partir des fréquences relatives de classes de diamètre d'amplitudes égales. Dans le souci d'une caractérisation détaillée des groupements végétaux, des histogrammes basés sur la densité en tiges des différentes classes qui sont plus informatifs ont été préférés. Les amplitudes choisies sont de 10 cm. Les densités observées sont calculées par classes de diamètre suivant la formule (Glèlè Kakai et Bonou, 2010):

$$d_{\text{obsi}} = n_i/n_p S$$

où d_{obsi} = densité observée en arbres/ha de la classe i ; n_i = nombre d'arbres dénombrés pour la classe i ; n_p = nombre total de placeaux considérés et s = superficie d'un placeau en ha.

Pour mieux interpréter les structures en diamètre des groupements végétaux, la distribution de Weibull à trois paramètres a été utilisée. Celle-ci représente en effet une grande souplesse d'emploi, une grande variabilité en fonction de la valeur de ses paramètres et prend en compte plusieurs distributions théoriques notamment normale, exponentielle et bêta (Glèlè Kakai et Bonou, 2010).

La distribution de Weibull à 3 paramètres (a , b et c) a pour fonction de densité de probabilité (Jonhson et Kotz, 1970):

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

Où x = diamètre des arbres; $f(x)$ = valeur de densité de probabilité au point x ;

a = paramètre d'origine (ou de position), il est égal à 0 si toutes les catégories d'arbres sont considérées (des plantules jusqu'aux semenciers), il est non nul si les arbres considérés ont un diamètre supérieur ou égal à a ;

b = paramètre d'échelle ou de taille; il est lié à la valeur centrale des diamètres des arbres du peuplement considéré ;

c = paramètre de forme lié à la structure en diamètre considérée. La distribution de Weibull peut prendre plusieurs formes selon la valeur du paramètre de forme c (Glèlè Kakai et Bonou, 2010). L'estimation des paramètres a , b et c se fait à partir des données de diamètre des arbres grâce à un algorithme basé sur la méthode du maximum de vraisemblance disponible dans le logiciel Minitab 14 ou dans le langage MatLab (version R2006a). Les fréquences théoriques

(f_c) des différentes classes établies sont ensuite calculées. Les densités théoriques d'arbres des classes de diamètre sont alors calculées suivant la formule :

$$d_{thi} = n_a f_c / n_p s$$

avec d_{thi} la densité théorique en arbres/ha de la classe i ;

n_a le nombre total d'arbres échantillonnés pour le peuplement considéré;

f_c est la fréquence théorique de la classe considérée ;

n_p et s gardent les mêmes définitions que dans la formule précédente.

Enfin le test d'ajustement de la distribution observée à la distribution de Weibull a été réalisé avec le logiciel SAS version 9.2.

✓ **Densité (D) des ligneux**

La densité (D) des ligneux a été calculée selon la formule : $D = N \times 10.000/S$

D : nombre de tiges/ha ; N : nombre de tiges de dbh ≥ 10 ; S : superficie inventoriée rapportée à l'hectare.

✓ **Surface terrière moyenne**

Elle a été calculée selon la formule : $G_i = d \times D^2 \times 10.000/4S$.

G_i est en m^2/ha ; D : diamètre (m) ; S : superficie inventoriée rapportée à l'hectare.

3.4. Modélisation de la niche écologique du *Bombax costatum*

Le programme MaxEnt (Maximum Entropie) a été utilisé pour la modélisation de la niche écologique du *Bombax costatum*. Ce programme fait des prédictions sur la distribution spatiale de l'espèce à partir des données d'occurrence de l'espèce et des variables environnementales soumises, en utilisant une approche statistique appelée Entropie Maximale (Phillips *et al.*, 2004 ; 2006).

3.4.1. Collecte des données

3.4.1.1 Critères de choix de l'espèce *Bombax costatum*

Plusieurs raisons ont motivé le choix de l'espèce *Bombax costatum* notamment :

- l'espèce *Bombax costatum* appartient à la végétation climacique (forêts denses sèches) du secteur d'étude qui est dans la zone de transition soudano-guinéenne ;
- cette espèce est certes présente dans tous les groupements végétaux étudiés, mais sa fidélité est faible dans ces groupements végétaux excepté celui des forêts denses sèches ;
- la densité de *Bombax costatum* est faible dans les différents relevés où elle est présente ;

- Cette espèce est menacée à cause des pressions anthropiques exercées sur elle. Elle est utilisée à des fins alimentaires (fleurs, feuilles), médicinales (fruits, écorces, racines). Les madriers issus de l'espèce servent de bois d'œuvre (meubles, lits) et de service (charpente). Le fruit sert aussi à bourrer les oreillers et les matelas.

3.4.1.2 Données d'occurrence

Les données de présence de l'espèce ont été collectées dans le secteur d'étude à l'aide d'un GPS. Ces données ont été collectées dans les placeaux de relevés phytosociologiques et le long de 10 transects de 2 km de long chacun, choisis de façon aléatoire. Cette base de données a été complétée par les points de présence disponibles dans la base de données du Laboratoire d'Ecologie Appliquée (LEA) et sur le site de Global Biodiversity Information Facility (GBIF): <http://www.gbif.org>.

3.4.1.3 Variables environnementales

Les 19 variables environnementales ont été obtenues à partir des données brutes de Worldclim (<http://www.worldclim.org>) de résolution 2,5 arc-minute au sol.

Les données du présent modèle sont issues d'interpolation à partir de données de plus de 20.000 stations météorologiques couvrant les cinq continents.

Pour les données du futur, le modèle CSIRO a été utilisé pour évaluer l'impact du changement climatique sur l'aire potentielle de distribution du *Bombax costatum*. Ce modèle est, selon McCarthy (2009), l'un des trois modèles considérés comme les plus probables actuellement par le Panel Intergouvernemental sur le Changement Climatique (GIEC). Le scénario d'émission de Gaz à Effet de Serre (GES) choisi est le scénario A_{2a} avec un horizon de 2050 comme date pour la prédiction de l'espèce.

Le tableau VIII présente les 19 variables environnementales utilisées pour générer les cartes de distribution potentielle du *Bombax costatum*.

Tableau VIII. Variables environnementales utilisées pour générer les cartes de distribution potentielle du *Bombax costatum*

Variables environnementales BIOCLIM	
Bio_1	Température moyenne annuelle
Bio_2	Variation journalière moyenne des températures [moyenne mensuelle (max température – mini température)]
Bio_3	Ratio de l'amplitude thermique journalière sur l'amplitude thermique annuelle
Bio_4	Saisonnalité de la température (écart-type *100)
Bio_5	Température maximale du mois le plus chaud
Bio_6	Température minimale du mois le plus froid
Bio_7	Variation annuelle de température
Bio_8	Température moyenne du trimestre le plus humide
Bio_9	Température moyenne du trimestre le plus sec
Bio_10	Température moyenne du trimestre le plus chaud
Bio_11	Température moyenne du trimestre le plus froid
Bio_12	Précipitation annuelle
Bio_13	Précipitation du mois le plus humide
Bio_14	Précipitation du mois le plus sec
Bio_15	Saisonnalité de la précipitation (coefficient de variation)
Bio_16	Précipitation du trimestre le plus humide
Bio_17	Précipitation du trimestre le plus sec
Bio_18	Précipitation du trimestre le plus chaud
Bio_19	Précipitation du trimestre le plus froid

Source : <http://www.worldclim.org>

3.4.2. Traitement des données

3.4.2.1. Traitement des données d'occurrence

Les coordonnées géographiques des points de présence du *Bombax costatum*, constituées à partir des données du secteur d'étude, de celles du LEA et du GBIF ont été préparées dans un fichier Excel puis converties sous format .csv.

3.4.2.2. Validation du modèle

Pour la validation du modèle, le jeu de données initial a été divisé en deux groupes. Le premier, composé de 80% des données de présence a été utilisé pour la calibration du modèle. Le second, constitué par 20% des données de présence a permis de tester le pouvoir prédictif du modèle.

L'indice ROC (Receive Operating Characteristics Curve) permet d'évaluer le modèle en calculant l'aire située sous cette courbe et appelée AUC (Area Under Curve). Les valeurs de l'AUC sont interprétées telles que proposées par Swets (1988):

- modèle bon si : $AUC > 0,90$;
- modèle passable si : $0,75 \leq AUC \leq 0,90$;
- modèle médiocre si : $AUC < 0,75$.

Les données de probabilité de distribution de l'espèce, générées par le modèle sont cartographiées dans le logiciel ArcGIS 9.3.

Conclusion partielle

Pour l'évaluation de la dynamique spatio-temporelle des îlots de forêts denses sèches, la méthode de Télédétection a permis d'appliquer des traitements numériques aux images satellitaires de 1986, 2006 et 2013. Ensuite avec la Cartographie, la détection des changements survenus au niveau des îlots de forêts denses sèches dans les intervalles de temps 1986-2006 et 2006-2013 a été possible grâce au SIG, de même pour la génération des matrices de transition et le calcul des taux de conversion des unités d'occupation des terres. Les techniques de l'Ecologie du paysage ont permis de caractériser les îlots de forêts denses sèches, calculer les indices de structure spatiale comme la dominance, l'indice de Shannon, l'indice de forme, l'indice de fragmentation, le nombre total, l'aire totale et l'aire moyenne des taches.

Alors que dans l'identification du processus et des facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches, les enquêtes socio-économiques se sont déroulées à l'aide d'un questionnaire et des guides d'entretien.

Concernant l'identification des impacts de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches sur la diversité floristique, les techniques de la Phytosociologie ont été utilisées. Ensuite, des données dendrométriques ont été collectées.

Enfin, pour la modélisation de la niche écologique du *Bombax Costatum*, la collecte des données a été basée sur les critères du choix de l'espèce, les données d'occurrence et des variables environnementales.

DEUXIEME PARTIE:
FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES : DYNAMIQUE
SPATIO-TEMPORELLE, PROCESSUS, FACTEURS DETERMINANTS ET
IMPACTS SUR LA DIVERSITE FLORISTIQUE, MODELISATION DE
BOMBAX COSTATUM

Les résultats obtenus ont été présentés en quatre chapitres à savoir : Dynamique spatio-temporelle des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie, Processus et facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches, Impacts de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches sur la diversité floristique, Modèle de distribution spatiale des espèces caractéristiques des îlots de forêts denses sèches.

CHAPITRE IV : DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES

Ce chapitre présente les états de l'occupation des terres du secteur d'étude en 1986, 2006 et 2013, obtenus à partir de la classification des images satellitaires Landsat. Puis, les changements observés entre ces trois dates au sein des unités d'occupation des terres en général et plus particulièrement des îlots de forêts denses sèches.

4.1. Etats de l'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie en 1986, 2006 et 2013

4.1.1. Occupation des terres en 1986

La figure 9 présente l'occupation des terres de la forêt classée des Monts Kouffé (FCMK) et de sa périphérie en 1986.

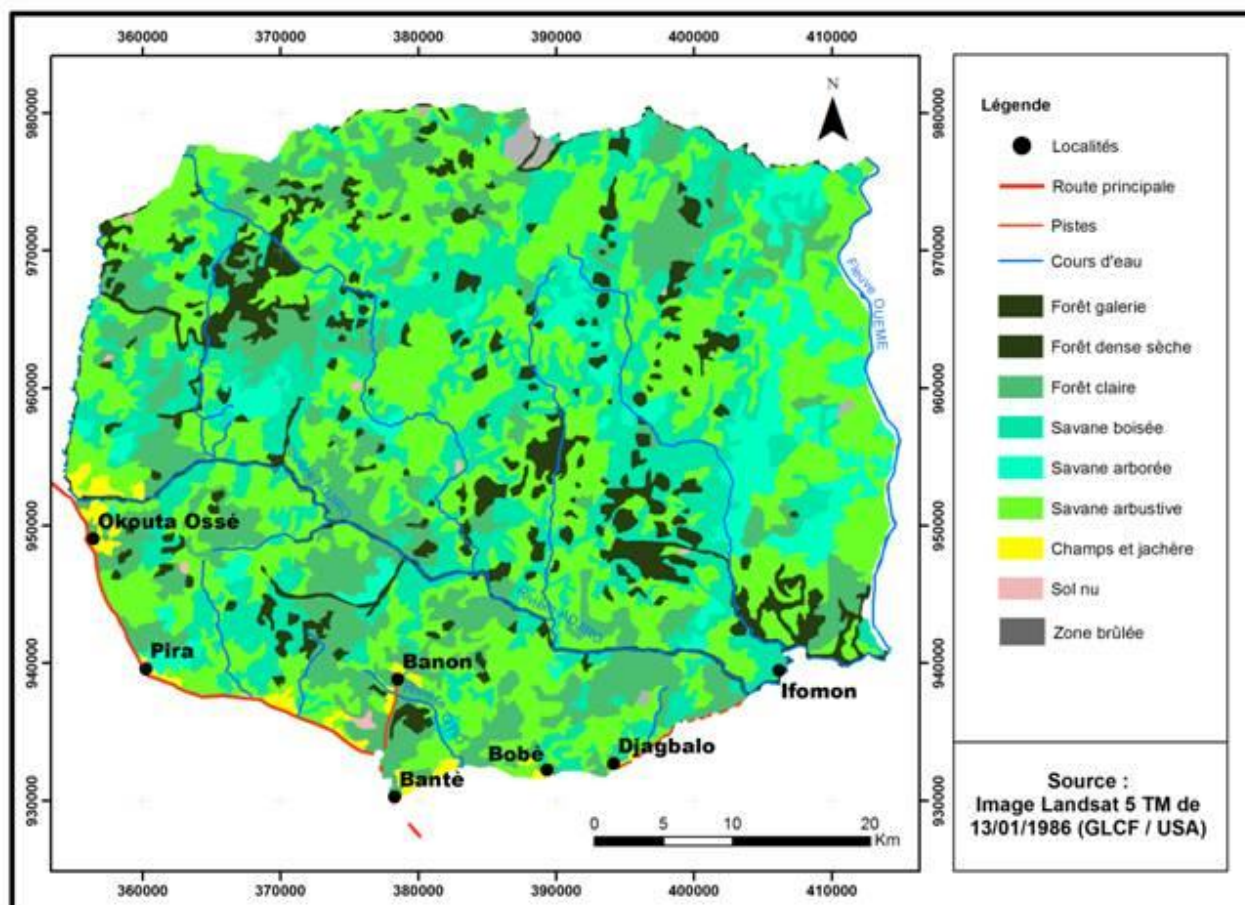


Figure 9. Occupation des terres de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 1986

Les unités d'occupation des terres identifiées (figure 9) sont composées de forêt-galerie (1843 ha), forêt dense sèche (18192 ha), forêt claire (45210 ha), savane boisée (58651 ha), savane arborée (16946 ha), savane arbustive (80783 ha), champs et jachères (2560 ha), autres (sol nu et zone brûlée) (1358 ha). Sur cette figure, la FCMK est séparée de sa zone périphérique sud par une rivière naturelle appelée Adjiro. Tandis que la zone périphérique sud est circonscrite entre la forêt classée et une partie de la Route Inter-Etat N°3 (RNIE3) passant par Bantè, Pira et Okouta-Ossé.

En effet en 1986, la présence des champs et jachères était faible dans la zone périphérique où on note la présence de quelques îlots de forêts denses sèches. Mais ceux-ci marquent faiblement leur présence dans la forêt classée et dans la localité d'Okouta-Ossé.

4.1.2. Occupation des terres en 2006

La figure 10 présente l'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie en 2006.

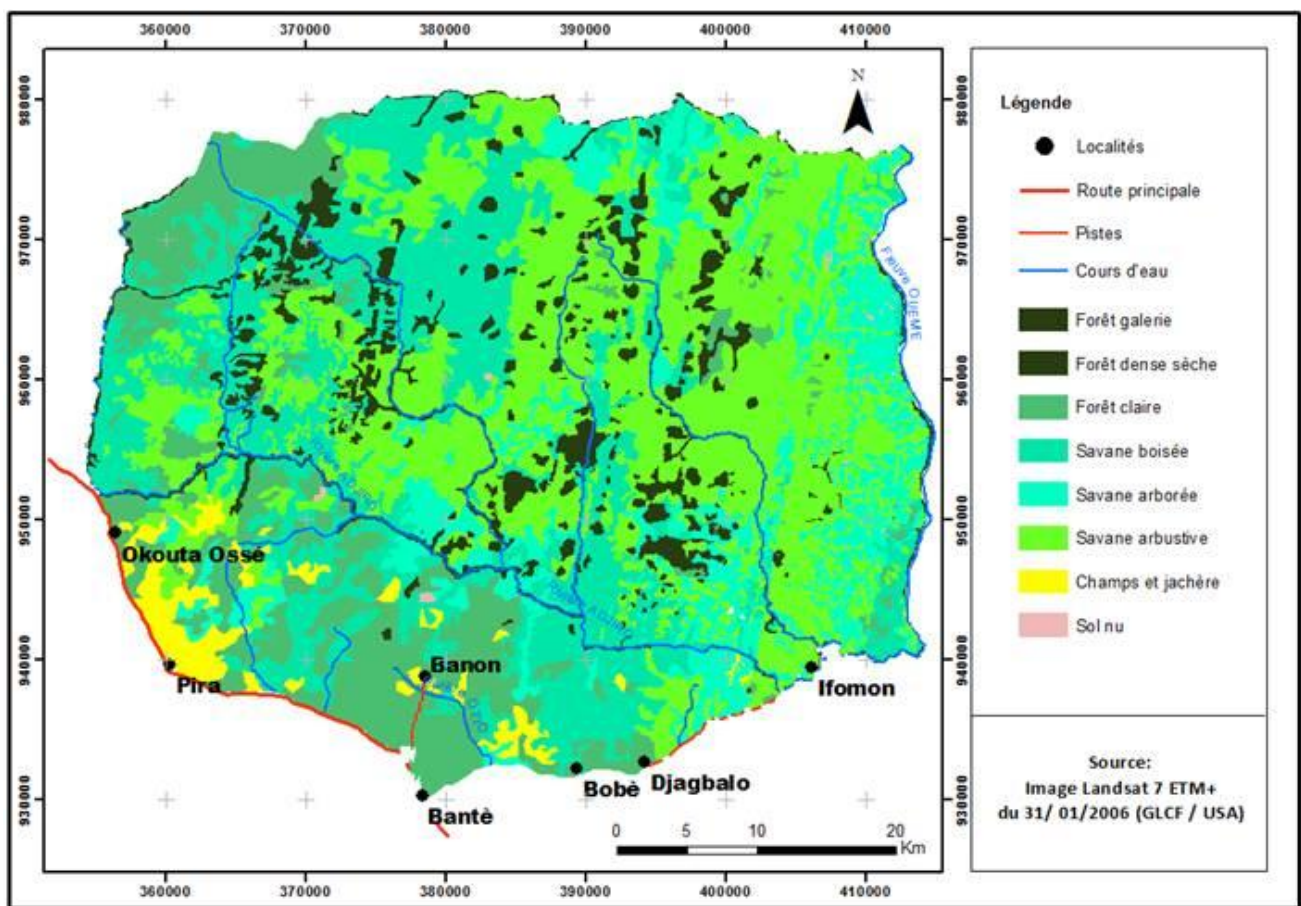


Figure 10. Occupation du sol de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 2006

Les unités qui composent l'occupation des terres du secteur d'étude (figure 10) sont la forêt-galerie (1828 ha), la forêt dense sèche (14007 ha), la forêt claire (36683 ha), la savane boisée

(61645 ha), la savane arborée (20401 ha), la savane arbustive (83776 ha), les champs et jachères (6917 ha), et les autres unités (sol nu) (286 ha). Sur cette figure 10, et comme signalé précédemment, la FCMK est séparée de sa zone périphérique sud par une rivière naturelle appelée Adjiro. Tandis que la zone périphérique sud est circonscrite entre la forêt classée et une bonne partie de la Route Inter-Etat N°3 (RNIE3) passant par Bantè, Pira et Okouta-Ossé.

En 2006, la présence des champs et jachères était importante uniquement dans la zone périphérique où les forêts claires ont presque occupé la zone en l'absence des îlots de forêts denses sèches.

4.1.3. Occupation des terres en 2013

La figure 11 présente l'occupation des terres de la FCMK en 2013.

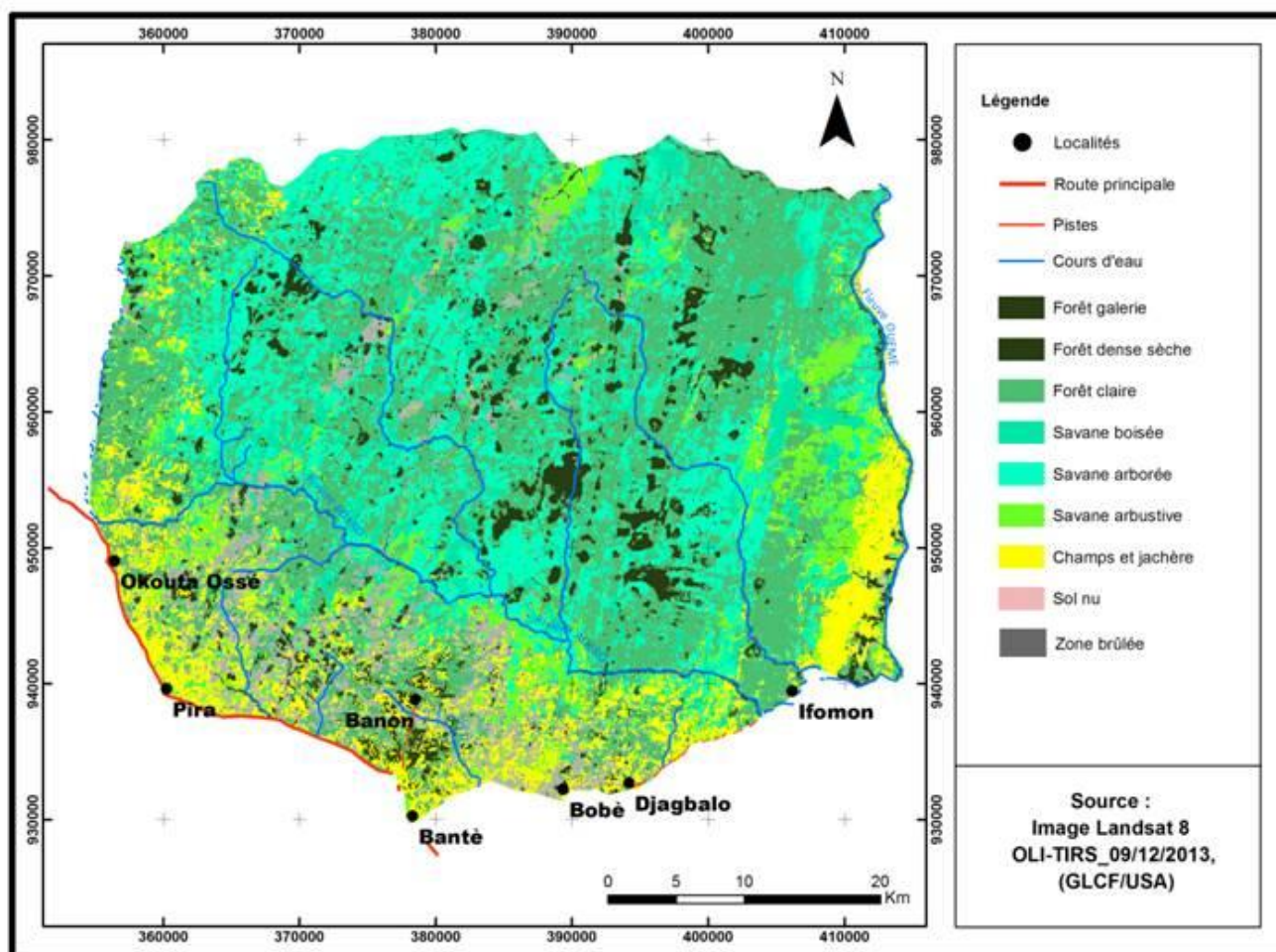


Figure 11. Occupation des terres de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 2013

Les unités de l'occupation des terres en 2013, sont la forêt galerie (1433 ha), la forêt dense sèche (10501 ha), la forêt claire (40730 ha), la savane boisée (15511 ha), la savane arborée (53249 ha), la savane arbustive (62295 ha), les champs et jachères (25103 ha), les autres unités (le sol nu et les zones brûlées (16721 ha).

En 2013, la présence des champs et jachères est très remarquée dans la zone périphérique et plus précisément à partir des terroirs villageois de Djagbalo jusqu'à Okouta-Ossé en passant par Bobè, Bantè et Pira. Au niveau de la forêt classée des Monts Kouffé, ces champs et jachères ont également marqué leur présence à l'Est (à partir d'Okouta-Ossé) et au Sud-Ouest (à partir d'Ifomon), avec un degré plus élevé dans la partie Sud-Ouest. Cette prolifération des champs et jachères peut s'expliquer par le fait qu'à la fin du Projet PAMF en 2007 la forêt classée des Monts, a été prise d'assaut par les populations riveraines et migrantes qui sont à la recherche de terres fertiles.

4.2. Changements des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie

Pour mesurer les changements des unités d'occupation des terres dans les différents intervalles de temps (1986-2006 et 2006-2013), les taux moyens annuels d'expansion spatiale ont été calculés à partir des superficies des unités.

4.2.1. Changements entre 1986 et 2006

4.2.1.1. Superficies et taux moyen d'expansion spatiale des unités d'occupation des terres

Le tableau IX présente les superficies et le taux moyen annuel d'expansion spatiale des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie entre 1986 et 2006.

Tableau IX. Superficies et taux moyen annuel d'expansion spatiale des unités d'occupation des terres (1986-2006)

Unités d'occupation des terres	Années		Taux moyen annuel d'expansion spatiale (T) en (%)
	1986 (t ₁) Superficie (S ₁) (ha)	2006 (t ₂) Superficie (S ₂) (ha)	
FG	5032	5640	0.57
FDS	17865	14852	-1
FC	44124	35194	-1.13
SB	57781	62854	0.42
SA	17006	30371	3
Sa	89685	83496	-0.35
CJ	2581	6501	4.61
Autres	6358	1524	-7.14
Total	240432	240432	

FG : Forêt galerie, **FDS** : Forêt dense sèche, **FC** : Forêt claire, **SB** : Savane boisée, **SA** : Savane arborée, **Sa** : Savane arbustive, **CJ** : Champs et jachère, **Autres** : Sol nu et zone brûlée.

Les résultats du tableau X traduisent les taux moyens annuels d'expansion spatiale des unités d'occupation des terres du secteur d'étude. Globalement, les valeurs positives du taux indiquent que la forêt galerie (0,57%), la savane boisée (0,42%), la savane arborée (3%) et les champs et jachères (4,61%) ont connu une augmentation de leurs superficies, tandis que, les valeurs négatives expriment la diminution des superficies de la forêt dense sèche (-1%), de la forêt claire (-1,13%), de la savane arbustive (- 0,35%) et des autres unités constituées de sols nus et de zones brûlées (-7,14%).

4.2.1.2. Matrice de transition des unités d'occupation des terres entre 1986 et 2006

Le tableau X présente à travers la matrice de transition les changements opérés dans les unités d'occupation des terres de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie entre 1986 et 2006.

Tableau X. Matrice de transition des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie (1986 et 2006)

Occupation des terres en 1986	Occupation des terres en 2006								Total 1986
	FG	FDS	FC	SB	SA	Sa	CJ	Autres	
FG	1823	0	0	0	0	0	20	0	1843
FDS	0	9189	2365	3304	522	2651	161	0	18192
FC	0	1069	12364	11540	5333	12670	2214	20	45210
SB	0	500	6488	17083	7804	26073	673	30	58651
SA	0	306	542	1622	5157	8431	833	55	16946
Sa	0	2943	13242	27504	993	33535	2395	171	80783
CJ	0	0	1682	522	15	85	256	0	2560
Autres	5	0	0	70	577	331	365	10	1358
Total 2006	1828	14007	36683	61645	20401	83776	6917	286	225543

FG : Forêt galerie, FDS : Forêt dense sèche, FC : Forêt claire, SB : Savane boisée, SA : Savane arborée, Sa : Savane arbustive, CJ : Champs et jachère, Autres : Sol nu et zone brûlée.

L'analyse de cette matrice de transition (tableau X) permet de quantifier la dynamique de chaque unité d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie. Entre 1986 et 2006 ; 2365 ha de forêts denses sèches se sont transformés en forêts claires (régression) ; 3304 ha en savanes boisées (régression) ; 522 ha en savanes arborées (régression) et 2651 ha en savanes arbustives (régression). Par ailleurs, 9189 ha de forêts denses sèches sont restés inchangés entre cette période. Les forêts claires quant à elles, ont connu une transformation selon différentes proportions vers d'autres unités : 2214 ha en champs et jachères (régression); 1069 ha en forêts denses (progression) ; 11540 ha en savanes boisées (régression) ; 5333 ha en

savanes arborées (régression) et 12670 ha en savanes arbustives (régression) avec, 12364 ha restés forêts claires donc inchangés (stabilité). Ces données de la matrice de transition traduisent au niveau des unités d'occupation des terres, la progression, la régression, et la stabilité de ces dernières.

4.2.1.3. Conversion des unités d'occupation des terres

Le tableau XI montre les taux de conversion des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie entre 1986 et 2006.

Tableau XI. Taux de conversion des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie (1986-2006)

Unités d'occupation des terres	Années		Taux de conversion (T _c) des unités d'occupation des terres (%)
	1986 (t ₁)	2006 (t ₂)	
	Superficie (S _{it}) (ha)	Superficie stable (S _{is}) (ha)	
FG	5032	1823	63,77
FDS	17865	9189	48,56
FC	44124	12364	71,97
SB	57781	17083	70,43
SA	17006	5157	69,67
Sa	89685	33535	62,60
CJ	2581	256	90,08
Autres	6358	10	99,84
Total	240432	79417	

FG : Forêt galerie, **FDS** : Forêt dense sèche, **FC** : Forêt claire, **SB** : Savane boisée, **SA** : Savane arborée, **Sa** : Savane arbustive, **CJ** : Champs et jachère, **Autres** : Sol nu et zone brûlée.

L'analyse du tableau XI montre qu'entre 1986 et 2006, les taux de conversion les plus élevés sont observés dans les autres unités composés de sols nus et de zones brûlées (99,84%) et des champs et jachères (90,08%). Par contre, les taux de conversion les plus faibles sont obtenus dans les forêts denses sèches (48,56%).

Les résultats analysés montrent que cette situation de conversion différentielle des unités d'occupation des terres (formations végétales) serait les conséquences du non respect des principes de sauvegarde des ressources naturelles par les populations riveraines après le passage du Projet PAMF dans cette forêt classée.

4.2.2. Changements entre 2006 et 2013

4.2.2.1. Superficies et taux moyen d'expansion spatiale des unités d'occupation des terres

Le tableau XII présente les superficies et les taux moyens annuels d'expansion spatiale des unités d'occupation des terres de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie.

Tableau XII. Superficies et taux moyens annuels d'expansion spatiale des unités d'occupation des terres (2006-2013)

Unités d'occupation des terres	Années		Taux moyen annuel d'expansion spatiale (T) en (%)
	2006 (t ₁)	2013 (t ₂)	
	Superficie (S ₁) (ha)	Superficie (S ₂) (ha)	
FG	5640	12245	11
FDS	14852	12568	-2
FC	35194	93473	14
SB	62854	17069	-18
SA	30371	53268	8
Sa	83496	19528	-21
CJ	6501	23728	18
Autres	1524	8553	24
Total	240432	240432	

FG : Forêt galerie, **FDS** : Forêt dense sèche, **FC** : Forêt claire, **SB** : Savane boisée, **SA** : Savane arborée, **Sa** : Savane arbustive, **CJ** : Champs et jachère, **Autres** : Sol nu et zone brûlée.

Les résultats du tableau XII, traduisent également les taux moyens annuels d'expansion spatiale des unités d'occupation des terres selon deux états de dynamique (évolution et régression). Les valeurs positives du taux indiquent que les autres unités composées de sols nus et zones brûlées (24%), les forêts galeries (11%), les forêts claires (14%), les savanes arborées (8%) et les champs et jachères (18%) ont connu une évolution de leurs superficies. Par contre, les valeurs négatives expriment une régression des superficies des forêts denses sèches (-2%), des savanes boisées (-18 %) et des savanes arbustives (-21%).

4.2.2.2. Matrice de transition des unités d'occupation des terres

Le tableau XIII présente à travers la matrice de transition les changements opérés dans les unités d'occupation des terres de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie entre 2006 et 2013.

Tableau XIII. Matrice de transition des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie (2006-2013)

Occupation des terres en 2006	Occupation des terres en 2013								Total 2006
	FG	FDS	FC	SB	SA	Sa	CJ	Autres	
FG	1433	0	0	0	0	0	0	395	1828
FDS	0	6367	5130	659	1496	80	40	235	14007
FC	0	2407	13800	1741	4078	1944	6852	5861	36683
SB	0	1727	21778	5366	17488	4840	4825	5621	61645
SA	0	0	22	823	10111	4890	3710	845	20401
Sa	0	0	0	6922	19871	50388	4158	2437	83776
CJ	0	0	0	0	130	103	5478	1206	6917
Autres	0	0	0	0	75	50	40	121	286
Total 2013	1433	10501	40730	15511	53249	62295	25103	16721	225543

FG : Forêt galerie, FDS : Forêt dense sèche, FC : Forêt claire, SB : Savane boisée, SA : Savane arborée, Sa : Savane arbustive, CJ : Champs et jachère, Autres : Sol nu et zone brûlée.

L'analyse de la matrice de transition (tableau XIII) permet de quantifier de façon fiable, la dynamique de chaque unité d'occupation des terres de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie. Les forêts denses sèches ont régressé en forêts claires (5130 ha), en savanes boisées (659 ha) et en savanes arborées (1496 ha). Par ailleurs, 6367 ha de forêts denses sèches sont restés inchangées (stabilité) entre 2006 et 2013. Les forêts claires quant à elles, ont connu une transformation selon différentes proportions vers d'autres unités : 6852 ha en champs et jachères (régression); 1741 en savanes boisées (régression) ; 4078 ha en savanes arborées (régression), 1944 ha en savanes arbustives (régression) et 5861 ha en sol nu et zone brûlée (régression). Par contre, 2407 ha des forêts claires ont progressé vers les forêts denses sèches. Tandis que 13800 ha de forêts claires sont restés inchangés (stabilité).

Ces données de la matrice de transition traduisent ainsi, la progression, la régression, et la stabilité au sein des unités d'occupation des terres.

En conclusion, ces deux matrices de transition (de 1986-2006 et 2006-2013) ont permis de dégager trois changements majeurs dans le secteur d'étude:

- La dégradation de formations forestières, marquée par une réduction de superficies des forêts claires et des forêts denses sèches.

- La savanisation de la forêt, notée au travers de la savane arbustive comme matrice paysagère, suivie de la savane boisée et arborée.

- L'augmentation des zones de culture dans la zone périphérique sud.

4.2.2.3. Conversion des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie

Le tableau XIV présente les taux de conversion des unités d'occupation des terres entre 2006 et 2013.

Tableau XIV. Taux de conversion des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie entre 2006 et 2013

Unités d'occupation des terres	Années		Taux de conversion (T _c) des unités d'occupation des terres (%)
	2006 (t ₁) Superficie (S _{it}) (ha)	2013 (t ₂) Superficie stable (S _{is}) (ha)	
FG	5640	1433	74,59
FDS	14852	6367	57,13
FC	35194	13800	60,78
SB	62854	5366	91,46
SA	30371	10111	66,70
Sa	83496	50388	39,65
CJ	6501	5478	15,73
Autres	1524	121	92,06
Total	240432	93064	

FG : Forêt galerie, **FDS** : Forêt dense sèche, **FC** : Forêt claire, **SB** : Savane boisée, **SA** : Savane arborée, **Sa** : Savane arbustive, **CJ** : Champs et jachère, **Autres** : Sol nu et zone brûlée.

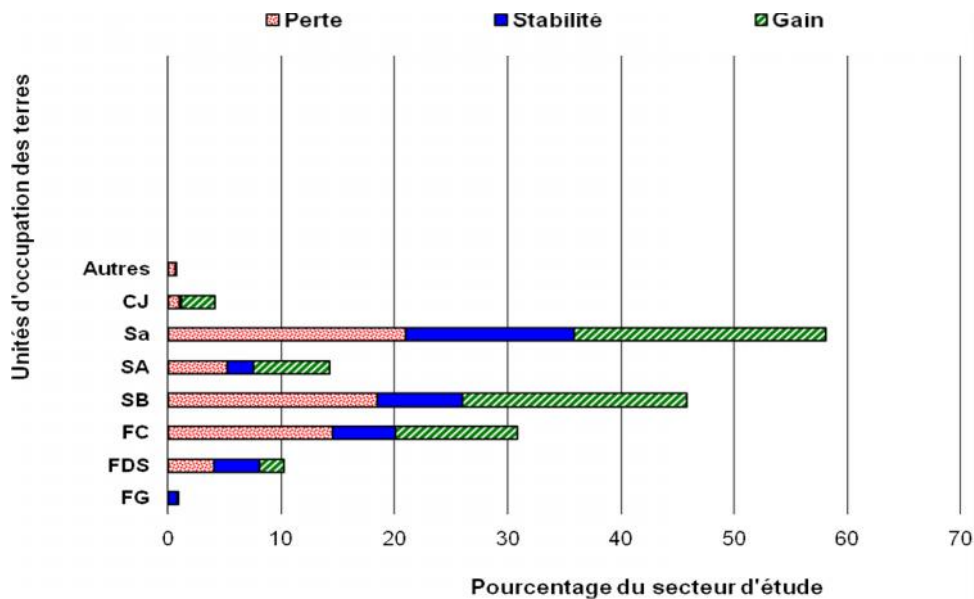
L'analyse du tableau XIV montre qu'entre 2006 et 2013, les taux de conversion les plus élevés sont observés au niveau des autres unités constitués de sol nus et de zones brûlées (92,06%), des savanes boisées (91,46%) et des forêts galeries (74,59%). Les taux de conversion les moins élevés concernent les savanes arborées (66,70%), les forêts claires (60,78%), les forêts denses sèches (57,13%), les savanes arbustives (39,65%) et les champs et jachères (15,73%).

Ces résultats ont permis de conclure que cette situation serait essentiellement liée à la fin de l'exécution du Projet PAMF. Ainsi, à la fin de ce projet, les populations riveraines ont repris leurs activités destructrices des ressources naturelles de la forêt classée et sa périphérie.

4.2.2.4. Intensités des changements par intervalle de temps, unités d'occupation des terres et transition des unités d'occupation des terres (1986-2006 et 2006-2013)

➤ Intensité de changements par unité d'occupation des terres entre 1986 et 2006

La figure 12 présente l'intensité de changements entre les unités d'occupation des terres et celle à l'intérieur de chaque unité dans la période de 1986 à 2006.



FG : Forêt galerie, **FDS** : Forêt dense sèche, **FC** : Forêt claire, **SB** : Savane boisée, **SA** : Savane arborée, **Sa** : Savane arbustive, **CJ** : Champs et jachère, **Autres** : Sol nu et zone brûlée.

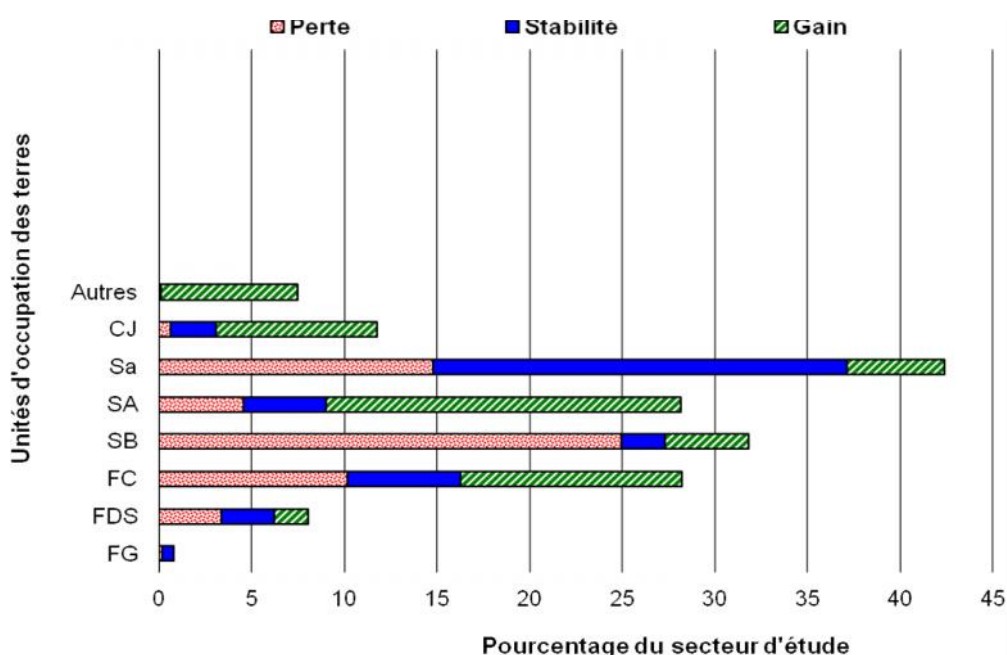
Figure 12. Intensité des changements opérés par catégorie d'occupation des terres entre 1986 et 2006

Il ressort de l'analyse de la figure 12, que globalement, les changements entre les unités d'occupation des terres se sont opérés dans le secteur d'étude de façon différentielle sur le plan spatial. Dans chaque cas on a pu observer des zones de perte, de résistance ou stabilité et de gain occupant chacune des proportions différentes du secteur d'étude. Ainsi, les savanes arbustives sont les catégories où les changements ont été les plus significatifs sur environ 58% (139450,56 ha) du secteur d'étude avec 21% (50490,72 ha) de pertes contre 22% (52895,04 ha) de gains et 15% (36064,8 ha) de stabilité. Elles sont suivies des savanes boisées sur 47% (113003,04 ha) du secteur d'étude avec 19% (45682,08 ha) de pertes contre 20% (48086,4 ha) de gains et 7% (16830,24 ha) de stabilité. Viennent ensuite les forêts claires sur 31% (74533,92 ha) du secteur avec 15% (36064,8 ha) de pertes contre 11% (26447,52 ha) de gains et 5% (12021,6 ha) de stabilité. Les savanes arborées sur 14% (33660,48 ha) du secteur sont caractérisées par 5% (12021,6 ha) de pertes, 7% (16830,24 ha) de gains et 2% (4808,64 ha) de stabilité. Les forêts denses sèches sur 10% (24043,2 ha) du secteur, indiquent 4% (9617,28

ha) de pertes, 2% (4808,64 ha) de gains et 4% (9617,28 ha) de stabilité et les champs et jachères sur 4,5% (10819,44 ha) du secteur donnent des pertes de 1% (2404,32 ha), des gains de 3% (7212,96 ha) et de la stabilité de 0,5% (1202,16 ha). Enfin, les forêts galeries ont connu 1% (2404,32 ha) de stabilité et les autres unités (sols nus et zones brûlées) ont connu quant à elles 1% (2404,32 ha) de pertes.

➤ **Intensité des changements par catégorie d'occupation des terres entre 2006 et 2013**

La figure13 présente l'intensité de changement au niveau de chaque unité d'occupation des terres pour l'intervalle de temps 2006 et 2013.



FG : Forêt galerie, **FDS** : Forêt dense sèche, **FC** : Forêt claire, **SB** : Savane boisée, **SA** : Savane arborée, **Sa** : Savane arbustive, **CJ** : Champs et jachère, **Autres** : Sol nu et zone brûlée.

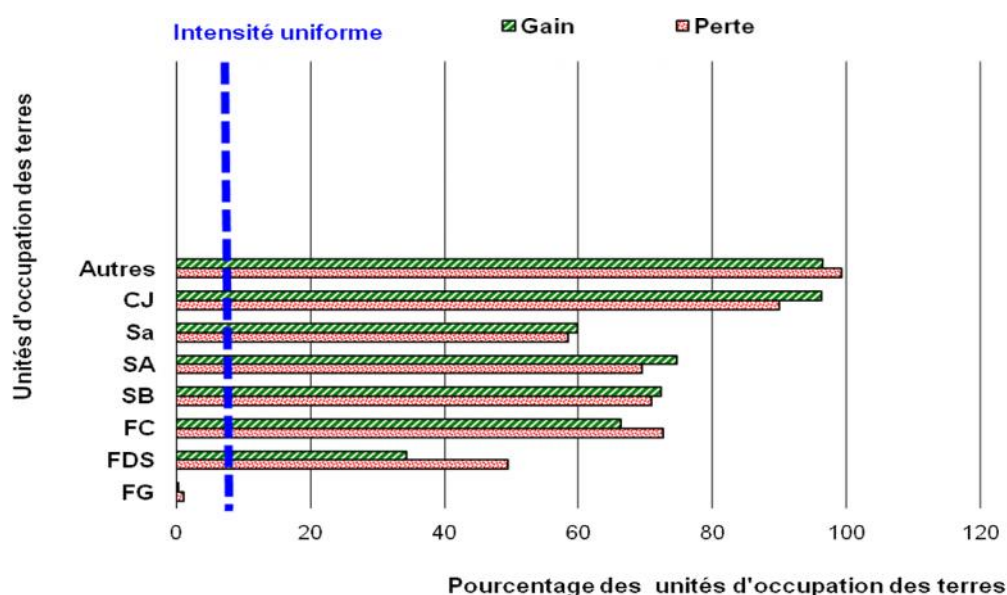
Figure 13. Intensité des changements opérés par catégorie d'occupation des terres entre 2006 et 2013

L'analyse de la figure 13 montre que les changements entre les unités d'occupation des terres se sont opérés dans le secteur d'étude de façon différentielle sur le plan spatial. Dans chaque unité, des zones de perte, de stabilité et de gain ont été observées et occupent chacune des proportions différentes du secteur d'étude. Ainsi, les savanes arbustives sont les catégories où les changements ont été les plus significatifs sur environ 42,5% (102183,6 ha) du secteur d'étude avec 15% (36064,8 ha) de pertes contre 5% (12021,6 ha) de gains et 22,5% (54097,2 ha) de stabilité. Elles sont suivies des savanes boisées sur 32% (76938,24 ha) du secteur avec 25% (60108 ha) de pertes et 4,5% (10819,44 ha) de gains et 2,5% (6010,8 ha) de

stabilité. Les forêts claires quant à elles, sur 28% (67320,96 ha) du secteur d'étude, donnent 10% (24043,2 ha) de pertes, 11% (26447,52 ha) de gains et 7% (16830,24 ha) de stabilité. Les savanes arborées sur 28% (67320,96 ha) du secteur d'étude, indiquent 4% (9617,28 ha) de pertes, 19% (45682,08 ha) de gains et 5% (12021,6 ha) de stabilité. Les champs et jachères sur 13% (31256,16 ha) du secteur d'étude, donnent 1% (2404,32 ha) de pertes contre 9% (21638,88 ha) de gains et 3% (7212,96 ha) de stabilité. Les forêts denses sèches sur 8% (19234,56 ha) du secteur d'étude, indiquent 3% (7212,96 ha) de pertes contre 2 % (4808,64 ha) de gains et 3% (7212,96 ha) de stabilité. Par ailleurs, les autres unités qui occupent 7% (16830,24 ha) du secteur d'étude, donnent des gains de 7% (16830,24 ha). Enfin, les forêts galeries ont connu des changements minables avec 1% (2404,32 ha) de stabilité.

➤ **Intensités et vitesses des changements des unités d'occupation des terres entre 1986 et 2006**

La figure 14 présente les intensités et les vitesses de changements à l'intérieur de chaque unité d'occupation des terres dans l'intervalle de temps 1986 et 2006.



FG : Forêt galerie, **FDS** : Forêt dense sèche, **FC** : Forêt claire, **SB** : Savane boisée, **SA** : Savane arborée, **Sa** : Savane arbustive, **CJ** : Champs et jachère, **Autres** : Sol nu et zone brûlée.

Figure 14. Intensités et vitesses des changements par catégorie d'occupation des terres entre 1986 et 2006

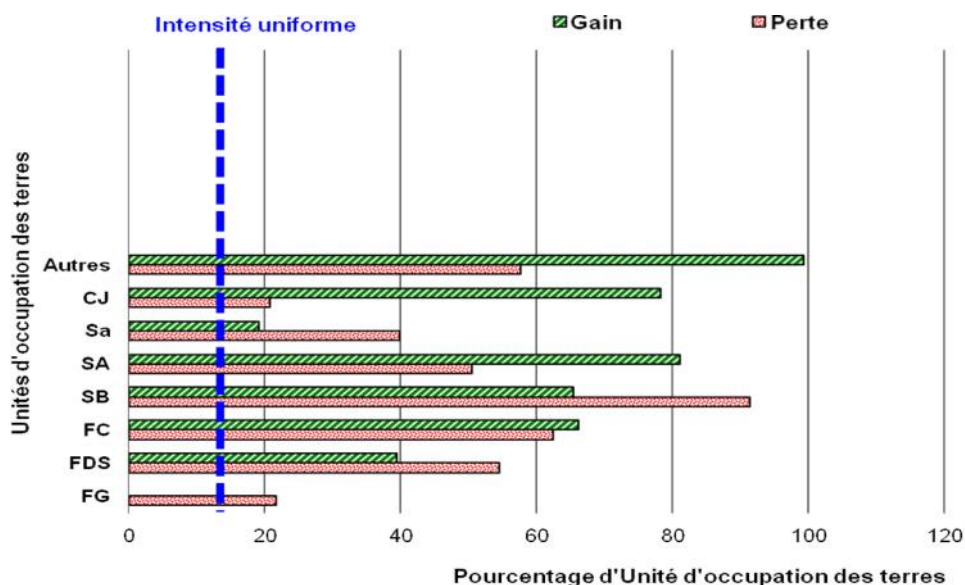
L'analyse de la figure 14 montre que toutes les unités d'occupation des terres ont connu des changements sous forme de pertes et de gains par rapport au pourcentage des unités.

La ligne verticale bleue en tirets est le seuil où les changements restent uniformes si les perturbations s'arrêtent dans le secteur d'étude. A gauche de cette ligne, les changements sont

dits dormants ou lents tandis qu'à droite, les changements sont qualifiés d'actifs ou rapides. Ainsi, les changements opérés au niveau des différentes unités d'occupation des terres du secteur d'étude sont tous actifs ou rapides. Dans l'intervalle de temps 1986-2006, et de façon précise, ce sont les unités "autres" composées de sols nus et de zones brûlées qui ont eu la plus grande vitesse de changement du secteur d'étude avec des pertes de 99% des unités d'occupation des terres et 97% de gains. Viennent les champs et jachères avec 90% de pertes et 97% de gains, les savanes arborées avec 70% de pertes et 75% de gains, les savanes boisées avec 76% de pertes et 77% de gains, les forêts claires avec 77% de pertes et 68% de gains, les savanes arbustives avec 59 % de pertes et 60% de gains, les forêts denses sèches avec 50% de pertes et 37% de gains. Enfin, les forêts-galeries ont connu 1% de pertes et presque 0,25% de gains.

➤ **Intensités et vitesses de changements des unités d'occupation des terres entre 2006 et 2013**

La figure 15 présente les intensités et les vitesses de changements à l'intérieur de chaque unité d'occupation des terres entre 2006 et 2013.



FG : Forêt galerie, **FDS** : Forêt dense sèche, **FC** : Forêt claire, **SB** : Savane boisée, **SA** : Savane arborée, **Sa** : Savane arbustive, **CJ** : Champs et jachère, **Autres** : Sol nu et zone brûlée.

Figure 15. Intensités et vitesses des changements par catégorie d'occupation des terres entre 2006 et 2013

L'analyse de la figure 15 montre que toutes les unités d'occupation des terres ont connu des changements sous forme de pertes et de gains par rapport au pourcentage des unités.

Comme dans le cas précédent, les changements opérés au niveau des différentes unités d'occupation des terres du secteur d'étude sont tous actifs ou rapides. Ainsi de façon précise, dans l'intervalle de temps 2006-2013, ce sont encore les unités "autres" composées de sols nus et de zones brûlées qui ont eu la plus grande vitesse de changement avec 58% de pertes des catégories d'occupation des terres et 99% de gains. Ensuite, viennent successivement les savanes boisées avec 96% de pertes et 65% de gains, les savanes arborées avec 50% de pertes et 81% de gains, les champs et jachères avec 21% de pertes et 79% de gains, les forêts claires avec 64% de pertes et 68% de gains, les forêts denses sèches avec environ 56% de pertes et 39% de gains, les savanes arbustives avec 40% de pertes et 18% de gains. Enfin, les forêts-galeries ont connu seulement 22% de pertes.

➤ **Intensités de changements des unités d'occupation des terres**

L'annexe 20 présente les intensités de changements par transition entre unités selon les intervalles de temps 1986-2006 et 2006-2013.

L'analyse de ces résultats montre que dans ces deux intervalles de temps, les changements observés sont de 64,79% entre 1986-2006 et de 58,74% entre 2006 -2013 tandis que les changements annuels sont de l'ordre de 3,24 % pour la période 1986-2006 et 8,39% pour 2006-2013. Les changements annuels uniformes sont de 4,58% au moment où les changements uniformes sont de 91,50% pour 1986-2006 et 32,03% pour 2006-2013. De façon précise, les forêts denses sèches ont connu une intensité de gains allant de 2,01% entre 1986-2006 à 5,62% entre 2006-2013 tandis que celle des pertes a évolué de 2,55% entre 1986-2006 à 7,49% entre 2006-2013.

Dans l'intervalle de temps 1986-2006 et de façon décroissante, le nombre d'éléments de transitions annuelles observées des forêts denses sèches vers d'autres unités d'occupation des terres sont respectivement de 165 vers les savanes boisées avec une intensité de transition de 0,94% de l'unité d'occupation des terres de 2006 ; 133 vers les savanes arbustives avec une intensité de transition de 0,75% de l'unité d'occupation des terres de 2006; 118 vers les forêts claires avec une intensité de transition de 0,67% de l'unité d'occupation des terres de 2006; 26 vers les savanes arborées avec une intensité de transition de 0,15% de l'unité d'occupation des terres de 2006; puis 8 éléments vers les champs et jachères avec une intensité de transition de 0,05% de l'unité d'occupation des terres de 2006. Enfin, aucun (0) élément de forêts denses sèches s'est transformé en unités "autres". Dans ce même intervalle de temps (1986-2006) et également de façon décroissante, le nombre d'éléments de transitions

annuelles observées des autres unités d'occupation des terres de 2006 vers les forêts denses sèches sont respectivement de 165 à partir des savanes boisées avec une intensité de transition de 0,27% de l'unité d'occupation des terres de 2006; 133 à partir des savanes arbustives avec une intensité de transition de 0,16% de l'unité d'occupation du sol de 2006; 118 à partir des forêts claires avec une intensité de transition de 0,34% de la catégorie de 2006 ; 26 à partir des savanes arborées avec une intensité de transition de 0,13% de l'unité d'occupation des terres de 2006 ; 8 à partir des champs et jachères avec une intensité de transition de 0,12% de l'unité d'occupation des terres de 2006. Les forêts galeries et les unités "autres" (sols nus et zones brûlées) n'ont pas connu de transition vers les forêts denses sèches.

Quant à l'intervalle de temps 2006-2013, de façon décroissante, le nombre d'éléments de transitions annuelles observées des forêts denses sèches vers d'autres unités d'occupation du sol sont respectivement de 733 vers les forêts claires avec une intensité de transition de 5,47% de l'unité d'occupation du sol de 2013; 157 vers les savanes arborées avec une intensité de transition de 1,17% de l'unité d'occupation du sol de 2013; 63 vers les savanes boisées avec une intensité de transition de 0,47% de l'unité d'occupation des terres de 2013 ; 11 vers les savanes arbustives avec une intensité de transition de 0,09% de l'unité d'occupation des terres de 2013; 6 éléments vers les champs et jachères avec une intensité de transition de 0,04% de l'unité d'occupation des terres de 2013 ; puis 34 éléments de forêts denses sèches se sont transformés en unité d'occupation du sol "autres" avec une intensité de transition de 0,25 % de l'unité d'occupation des terres de 2013 et aucun élément vers les forêts-galeries. Pour ce même intervalle de temps (2006-2013) et également de façon décroissante, le nombre d'éléments de transitions annuelles observées des autres unités d'occupation des terres vers les forêts denses sèches sont respectivement de 733 à partir des forêts claires avec une intensité de transition de 1,55% de l'unité d'occupation des terres de 2013; 157 à partir des savanes arborées avec une intensité de transition de 0,30% de l'unité d'occupation des terres de 2013 ; 63 à partir des savanes boisées avec une intensité de transition de 0,38% de l'unité d'occupation des terres de 2013 ; 34 à partir des unités d'occupation des terres "autres" avec une intensité de transition de 0,20% de l'unité d'occupation des terres de 2013 ; 11 à partir des savanes arbustives avec une intensité de transition de 0,07% de l'unité d'occupation des terres de 2013 ; 6 éléments vers les champs et jachères avec une intensité de transition de 0,03% de l'unité d'occupation des terres de 2013. Ici également il n'y a pas eu de transformation à partir des forêts-galeries.

4.3. Répartition spatiale des îlots de forêts denses sèches en 1986, 2006 et 2013

4.3.1. Îlots de forêts denses sèches de la FCMK et de sa périphérie en 1986

La figure 16 présente la répartition spatiale des îlots de forêts denses sèches de 1986.

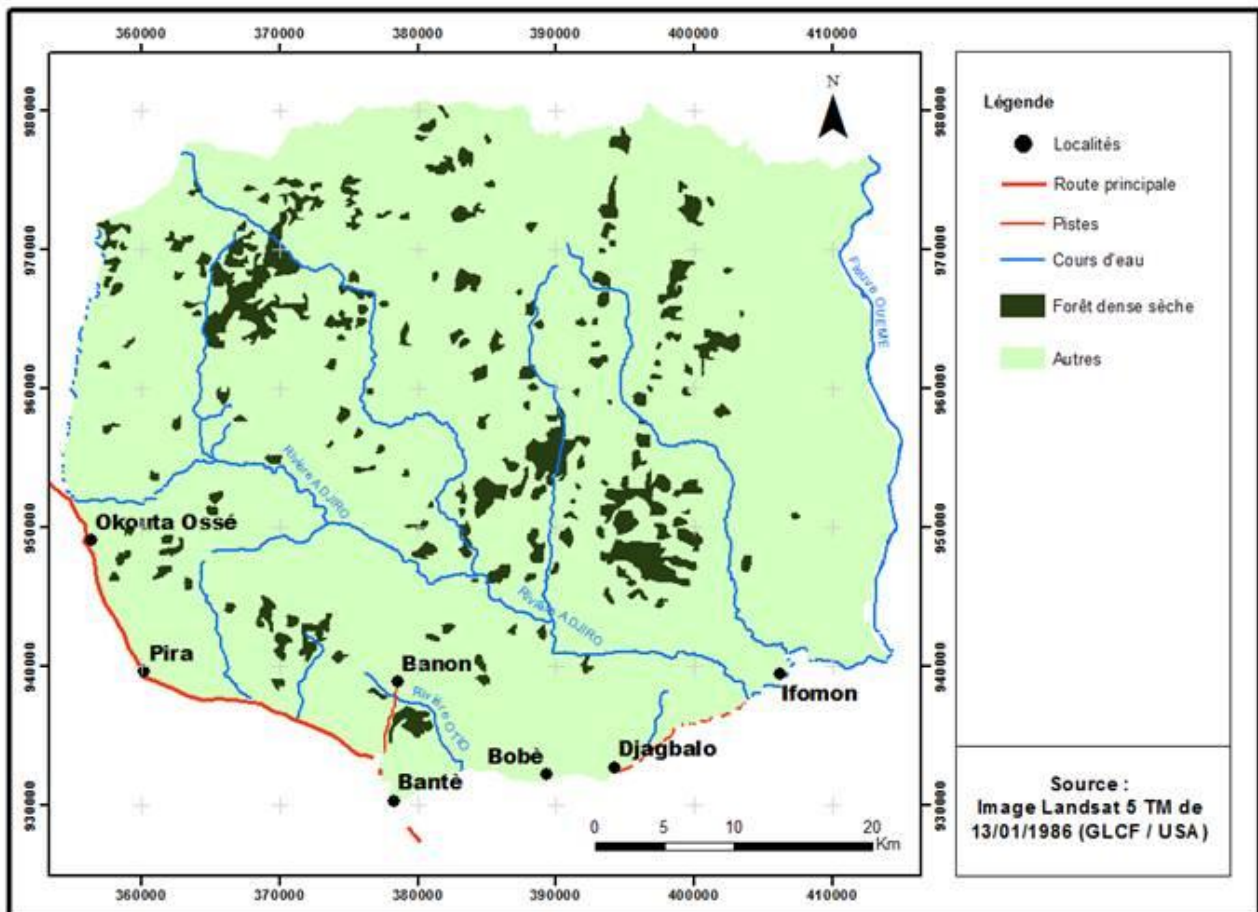


Figure 16. Îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 1986

Sur cette figure 16 on peut constater que les forêts denses sont fortement bien représentées par des îlots de tailles variées dans la forêt classée des Monts Kouffé (FCMK). Dans la zone périphérique, elles sont par contre faiblement représentées par quelques îlots. Les forêts denses sèches demeurent des habitats potentiels de certaines espèces ligneuses de très forte valeur commerciale. A cet effet, elles sont diversement exploitées par la population riveraine.

4.3.2. Ilots de forêts denses sèches de la FCMK et de sa périphérie en 2006

La figure 17 présente la répartition spatiale des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 2006.

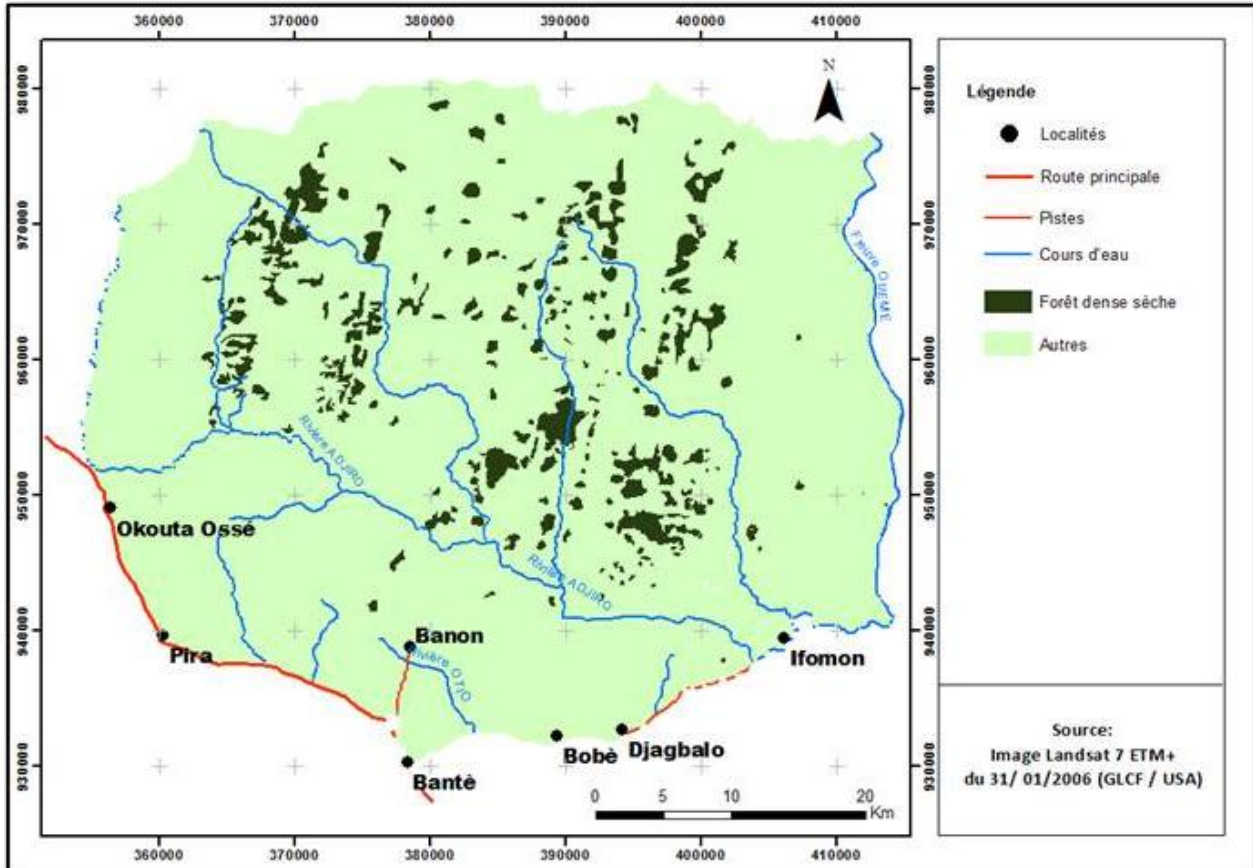


Figure 17. Ilots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 2006

Il ressort de la figure 17 que les forêts denses sèches sont massivement représentées dans la forêt classée des Monts Kouffé par un nombre plus important d'îlots de tailles variées et plus petites.

4.3.3. Îlots de forêts denses sèches de la FCMK et de sa périphérie en 2013

La figure 18 présente la répartition géographique des îlots de forêts denses sèches dans la forêt classée des Monts Kouffé et dans sa zone périphérique en 2013.

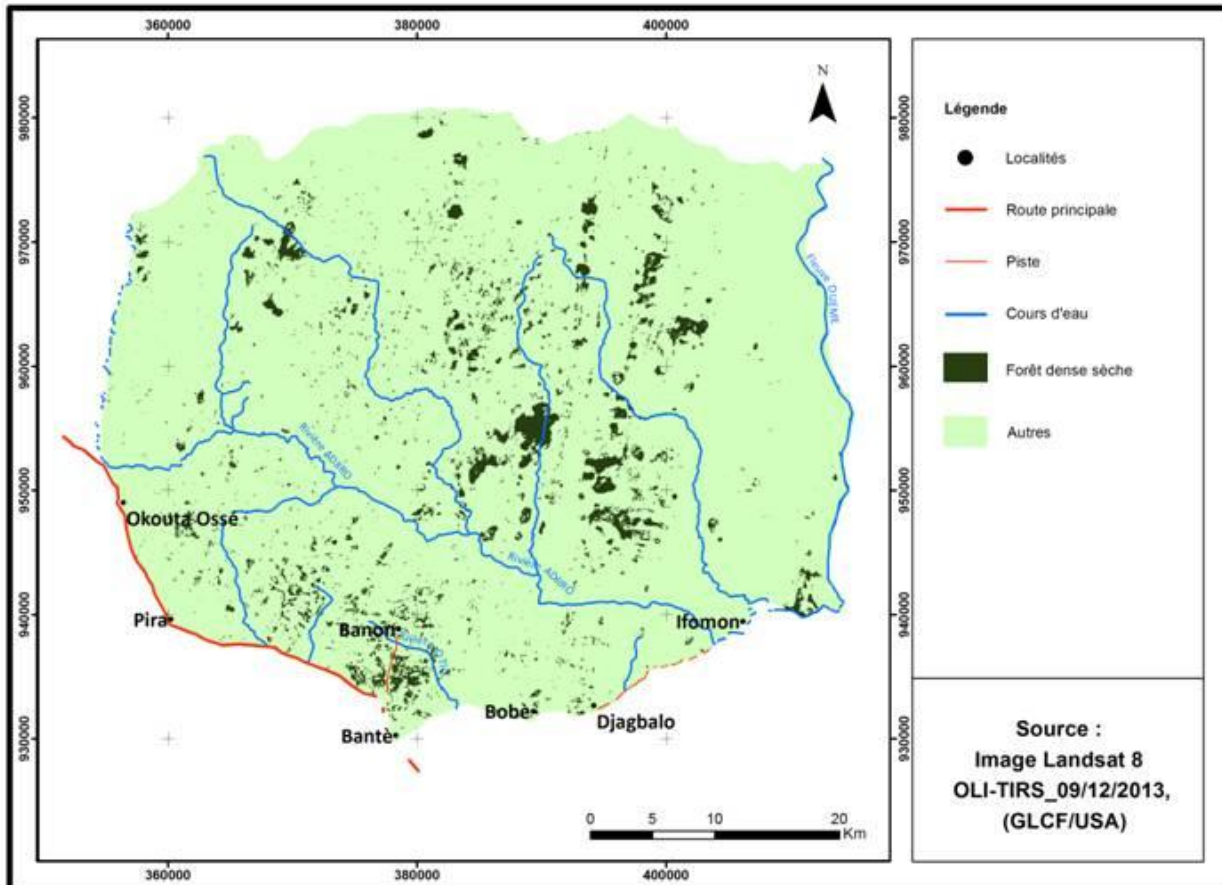


Figure 18. Îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 2013

L'analyse de la figure 18 montre que les forêts denses sèches sont massivement représentées dans la forêt classée des Monts Kouffé et dans sa périphérie avec un grand nombre d'îlots de forêts denses sèches de tailles variées et beaucoup plus petites.

4.3.4. Dynamique spatiale des îlots de forêts denses sèches entre 1986, 2006 et 2013

La figure 19 présente la dynamique spatiale des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie dans les périodes 1986, 2006 et 2013.

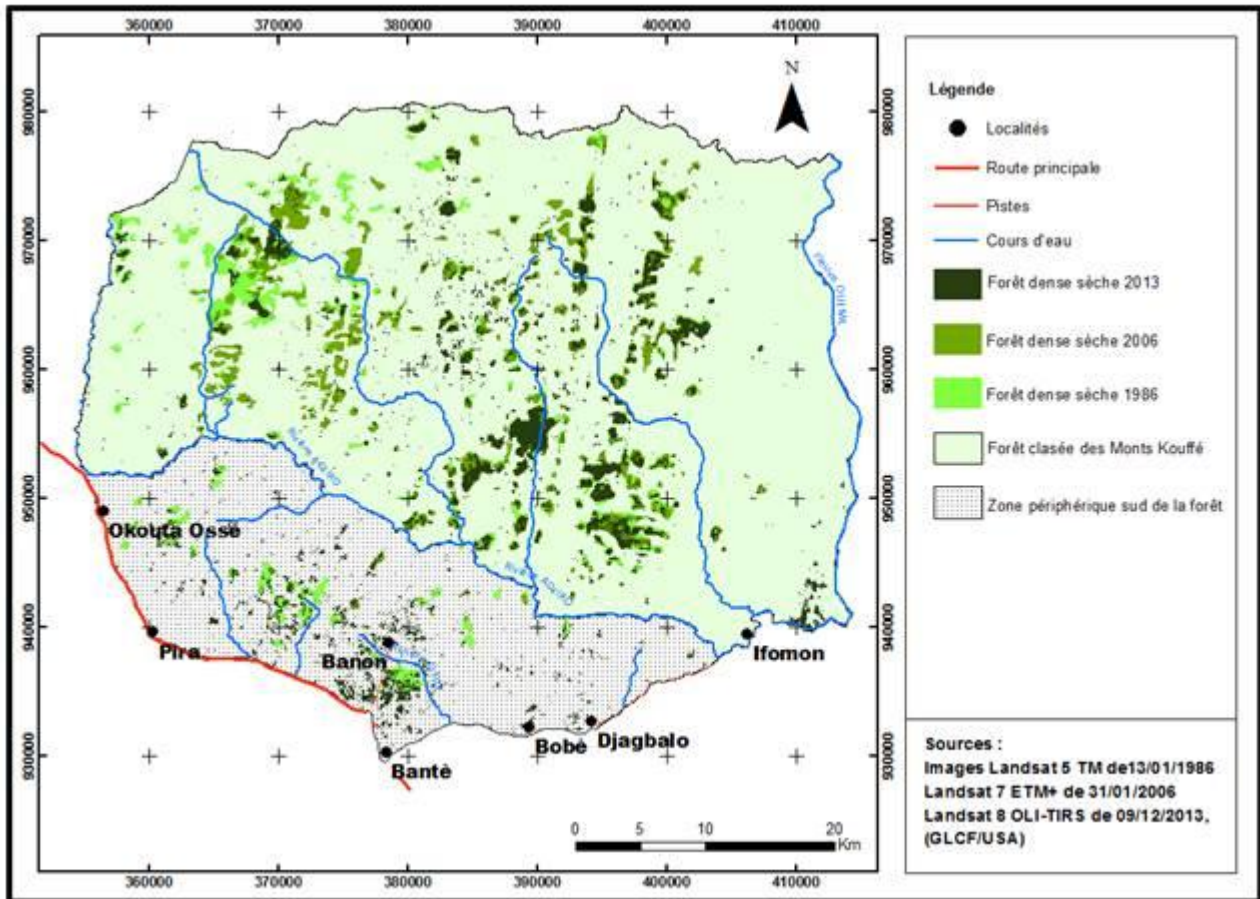


Figure 19. Dynamique des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie sud (1986-2006-2013)

De l'analyse de la figure 19, on peut noter que la dynamique des îlots de forêts denses est vraiment remarquable dans le secteur d'étude. Plus présents en 1986 vers les localités riveraines de l'ouest et sud de la forêt classée, les îlots sont devenus rares et presque absents dans ces secteurs en 2006.

4.4. Caractérisation temporelle et spatiale de la structuration des îlots de forêts denses sèches (1986, 2006 et 2013)

Le tableau XV présente un récapitulatif des indices de structures spatiales calculés pour les occupations des terres de 1986, 2006 et 2013.

Tableau XV. Récapitulatif des indices de structures spatiales des îlots de forêts denses sèches en 1986, 2006 et 2013

Années	Indices de structures spatiales						
	Dj (%)	Hj (bit)	IFj	Fj	nj	atj (ha)	aij (ha)
1986	14,97	4,30	3486	0,105	165	17864	108,26
2006	5,39	4,69	4707	0,013	217	14852	68,44
2013	6,46	6,24	557	0,018	4588	12568	1,99

Légende : **Dj** : Dominance ; **Hj** : Indice de diversité de Shannon ; **IFj** : Indice de forme ; **Fj** : Indice de fragmentation ; **nj** : Nombre d'îlots ; **atj** : Aire totale ; **aij** : Aire moyenne

L'analyse du tableau XV révèle que de 1986 à 2006 et de 2006 à 2013, le nombre d'îlots de forêts denses sèches est passé de 165 à 217 pour atteindre 4588. Dans le même temps, l'aire totale de ceux-ci a connu une diminution progressive allant de 17 864 ha à 14 852 ha pour atteindre 12 568 ha. Il en est de même de l'aire moyenne des îlots qui a dégringolé de 108,26 ha à 1,99 ha. La dominance a chuté de 14,97% à 5,39% pour légèrement augmenter à 6,46%. L'indice de diversité de Shannon quant à lui, a connu une augmentation progressive de 4,30 bits à 6,24 en passant par 4,69 bits. L'indice de forme aussi a connu une augmentation en passant de 3486 à 4707 pour diminuer à 557. Dans ces trois différentes années de l'étude, l'indice de fragmentation a connu des valeurs différentielles faibles qui sont proches de zéro.

Ces indices de structures spatiales du tableau XV permettent de valider la détection des changements par le biais de trois états :

- l'augmentation du nombre des taches qui indique une fragmentation de la classe ;
- la régression de la superficie de la classe qui commande un processus de dégradation ;
- l'accroissement de la valeur de l'indice de Shannon qui traduit une dislocation de l'unité.

4.5. Projection de la dynamique des îlots de forêts denses sèches de la FCMK et de sa périphérie aux horizons 2043 et 2073

Le tableau XVI, présente les résultats d'une projection de la dynamique des îlots de forêts denses de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie sur 30 et 60 ans si, la tendance et le rythme de dégradation observés en 2013 continuent et se maintiennent. Cette projection a été faite sur une simulation de l'estimation des superficies de ces îlots de forêts denses en 2043 et 2073.

Tableau XVI. Simulation des superficies des îlots de forêts denses sur 2043 et 2073

		2043				2073				
Forêts denses (Sup en 2006)	Forêts denses (Sup en 2013)	T	Acc/an	[Acc/an] * T	[Acc/an] *T + Sup (ha)	Forêts denses (Sup en 2013)	T	Acc/an	[Acc/an] * T	[Acc/an]* T + Sup (ha)
14852	12568	30	- 2284	- 68520	- 55952	12568	60	- 2284	- 137040	- 124472

Source : Diatta *et al.* (2009) et adapté par Toko, 2014

L'analyse des résultats de cette simulation (tableau XVI) révèle que les surfaces qu'occupaient les îlots de forêts denses en 2013 (12 568 ha) seront réduites à -55 952 ha en 2043 et passeront à -124 472 ha en 2073. Autrement dit, les valeurs négatives des superficies signifient que ces îlots de forêts n'existeront plus dans le secteur d'étude en 2043 et 2073.

Conclusion partielle

L'étude de la dynamique des îlots de forêts denses dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie, a permis d'analyser les mutations d'occupation des terres survenues entre 1986 et 2013. L'analyse spatiale des résultats obtenus montre une dynamique régressive des formations forestières qui s'illustrent par la fragmentation des îlots de forêts denses sèches. D'après l'analyse de la matrice de transition, cette réduction se fait au profit des savanes et des zones de cultures. Ensuite, on note un processus de savanisation de la zone d'étude, marquée par une prédominance de la savane arbustive dans le paysage de la forêt classée. Enfin, l'augmentation des terres agricoles qui est corollaire à la croissance démographique des villages riverains.

D'après les projections et simulations effectuées, si cette tendance se maintient, en 2043 (30 ans plus tard) et 2073 (60 ans plus tard) on assistera à la disparition totale des îlots de forêts denses sèches.

CHAPITRE V : PROCESSUS ET FACTEURS DETERMINANTS DE LA FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES

Ce chapitre présente les perceptions par les groupes socioculturels et les groupes socioprofessionnels du processus et des facteurs déterminants de la fragmentation des forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie.

5.1. Processus de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches

Le résultat de l'analyse du processus de fragmentation des îlots de forêts denses sèches par le modèle PEIR est résumé sur la figure 20.

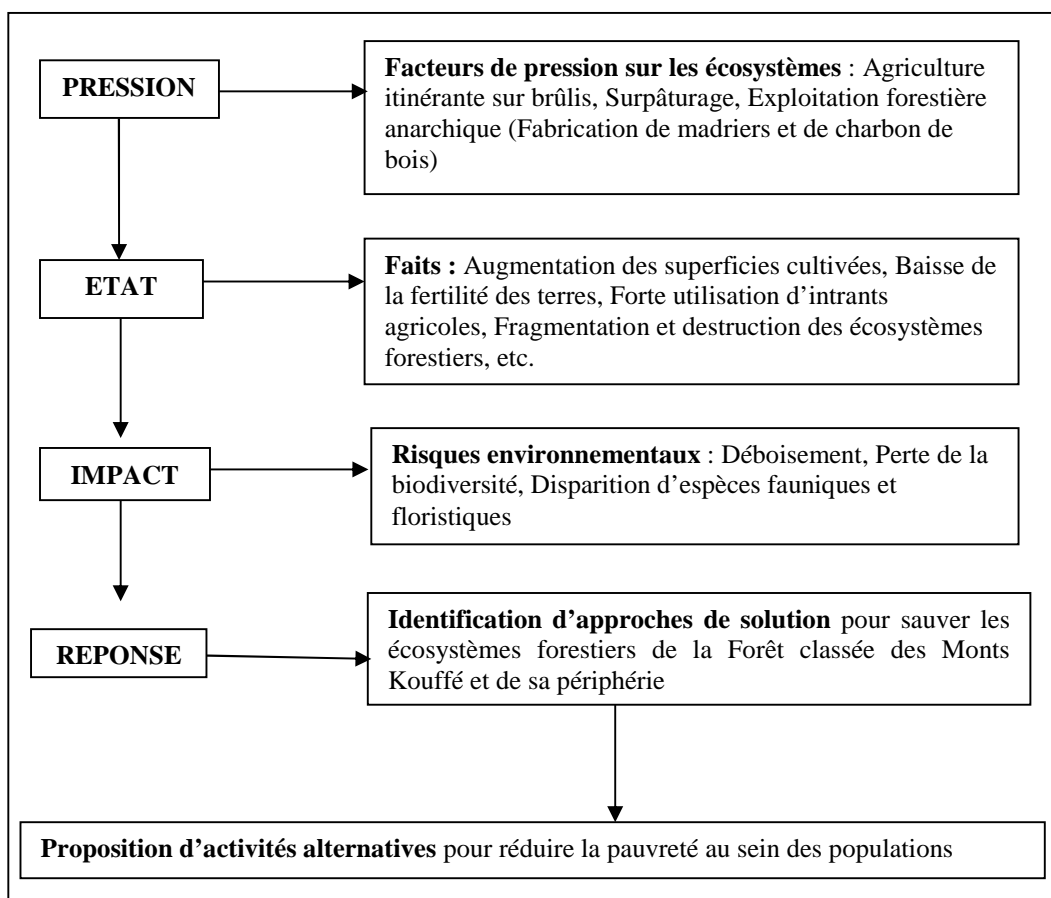


Figure 20. Présentation du Modèle PEIR

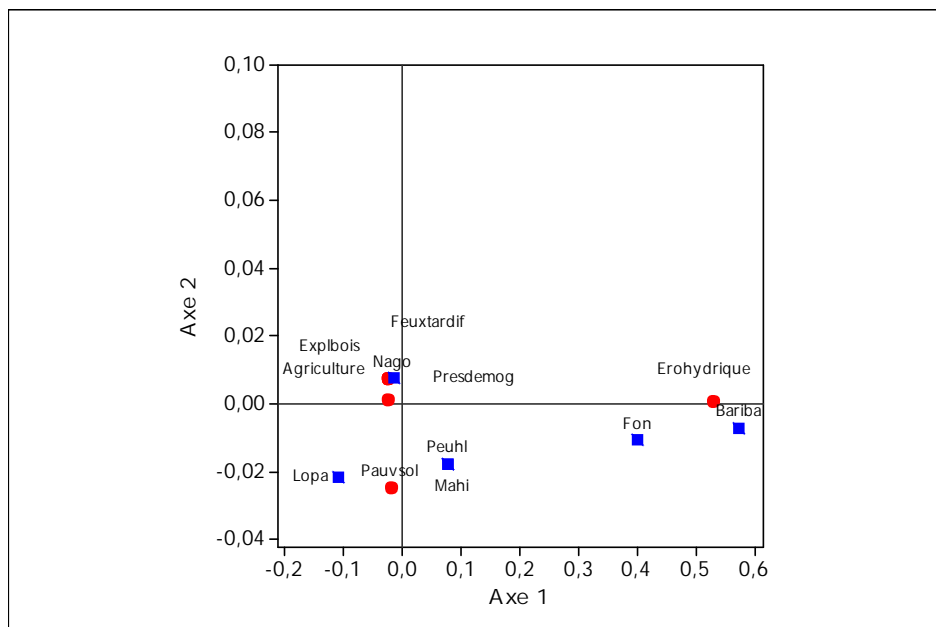
Les principaux facteurs de pression sur les écosystèmes (agriculture itinérante sur brûlis, surpâturage, exploitation forestière anarchique et carbonisation) entraînent l'augmentation des superficies cultivées, la baisse de la fertilité des terres, la forte utilisation d'intrants agricoles. L'impact de ces activités est la fragmentation et la destruction des écosystèmes forestiers. Pour sauver ces écosystèmes forestiers, il urge de respecter le plan d'aménagement de la forêt classée des Monts Kouffé.

5.2. Perception des facteurs déterminants de la fragmentation par les groupes socioculturels

5.2.1. Ordre d'importance des facteurs déterminants de la fragmentation par les groupes socioculturels

L'ordre d'importance de la perception des groupes socioculturels sur les facteurs déterminants de la fragmentation est présenté à l'annexe 4. Cet ordre est traduit par les résultats de l'analyse factorielle de correspondance (AFC) entre facteurs de fragmentation des forêts denses sèches et perception des groupes socioculturels. Les résultats de la relation montrent en effet que les deux premiers axes expliquent à eux seuls 98,94 % des informations obtenues, ce qui est suffisant pour l'établissement d'une bonne synthèse.

La figure 21 présente sur ces deux axes, la perception des facteurs déterminants de la fragmentation des forêts denses sèches par les groupes socioculturels.



Légende : **Feuxtardif** = feux de végétation tardif ; **Explbois** = exploitation forestière ; **Presdemog** = Pression démographique ; **Pauvsol** = pauvreté des sols ; **Erohydrique** = Erosion hydrique.

Figure 21 : Projections dans un système d'axes de la perception des facteurs de la fragmentation des forêts denses par les groupes socioculturels

De l'analyse de cette figure 21, il ressort que pour les Fon et les Bariba, l'érosion hydrique constitue le principal facteur alors que pour les Lokpa et les Peuhl, c'est plutôt la pauvreté des sols qui en est la cause première.

5.2.2. Durée de la fragmentation

Cette importance de la durée de fragmentation selon les groupes socioculturels est exprimée dans l'annexe 5. Les résultats de l'analyse factorielle de correspondance (AFC) entre la durée de fragmentation des forêts denses et la perception des groupes socioculturels montrent que les deux premiers axes expliquent 100 % des informations obtenues.

La figure 22 présente sur ces axes, la durée de la fragmentation pour ces groupes socioculturels.

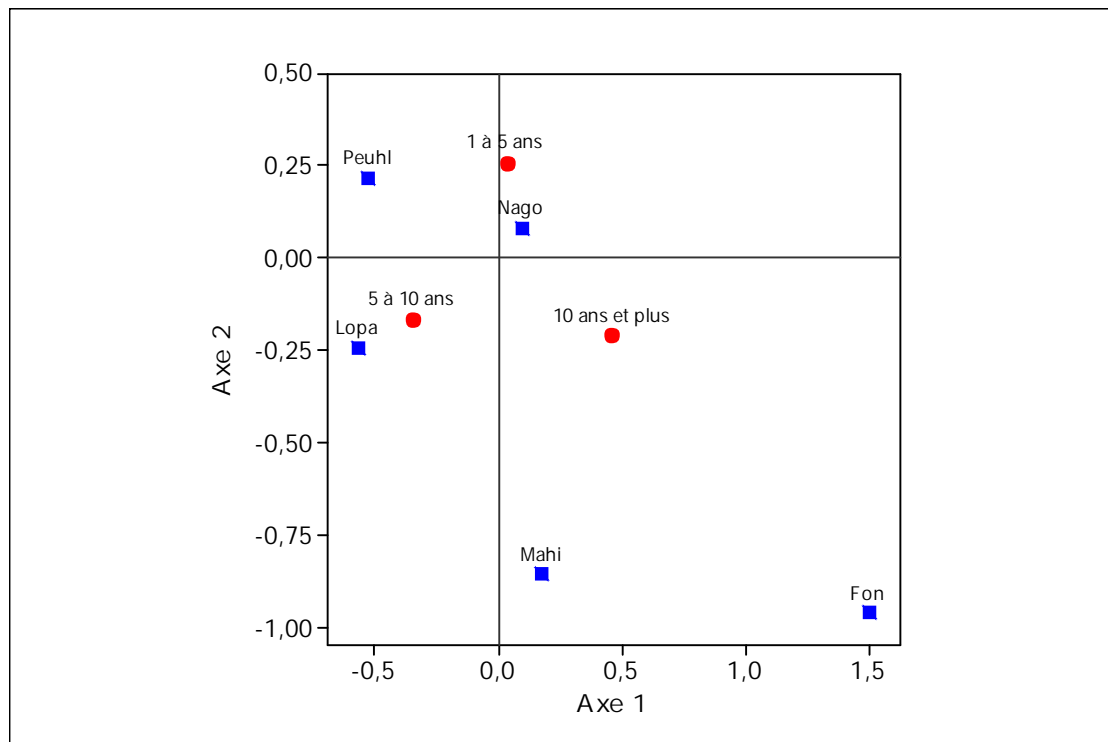


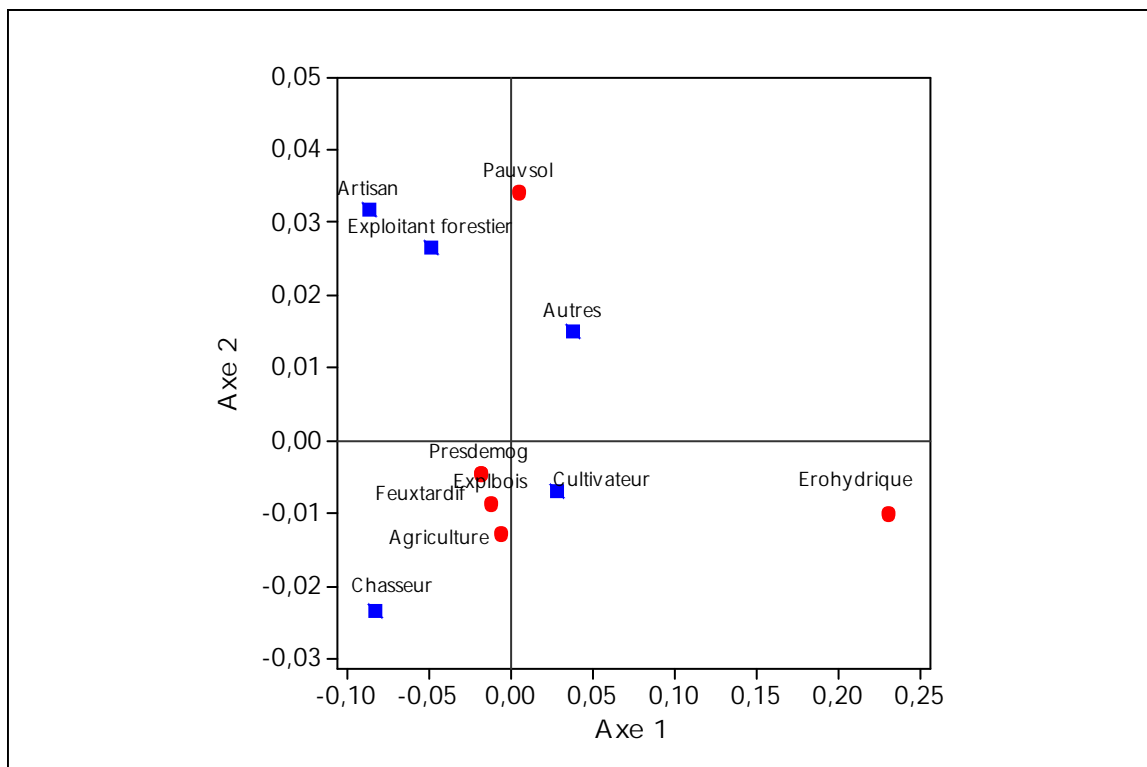
Figure 22. Projections dans un système d'axes de la perception de la durée de fragmentation des forêts denses par les différents groupes socioculturels

Sur l'axe 1 de la figure 22, les Fon estiment que la durée de la fragmentation des forêts denses sèches est de 10 ans et plus, alors que pour les Peulh et les Lokpa, elle est comprise entre 5 et 10 ans. Sur l'axe 2, les Mahi pensent comme les Fon que la durée est établie à 10 ans et plus, alors qu'elle est estimée chez les Nagot dans une fourchette comprise entre 1 et 5 ans.

5.3. Perception des facteurs de la fragmentation par les catégories socioprofessionnelles

L'annexe 6 présente l'importance des axes de l'analyse factorielle de correspondance (AFC) entre les facteurs de fragmentation des forêts denses et les catégories socioprofessionnelles. Les résultats de l'AFC entre les facteurs de fragmentation des forêts denses et les catégories socioprofessionnelles indiquent que 99,15 % des informations obtenues sont expliqués par les deux premiers axes.

L'examen de la figure 23 traduit sur ces axes la perception de ces facteurs par les groupes socioprofessionnels.



Légende : Feuxtardif = feux de végétation tardif ; Explbois = exploitation forestière ; Presdemog = pression démographique ; Pauvsol = pauvreté des sols

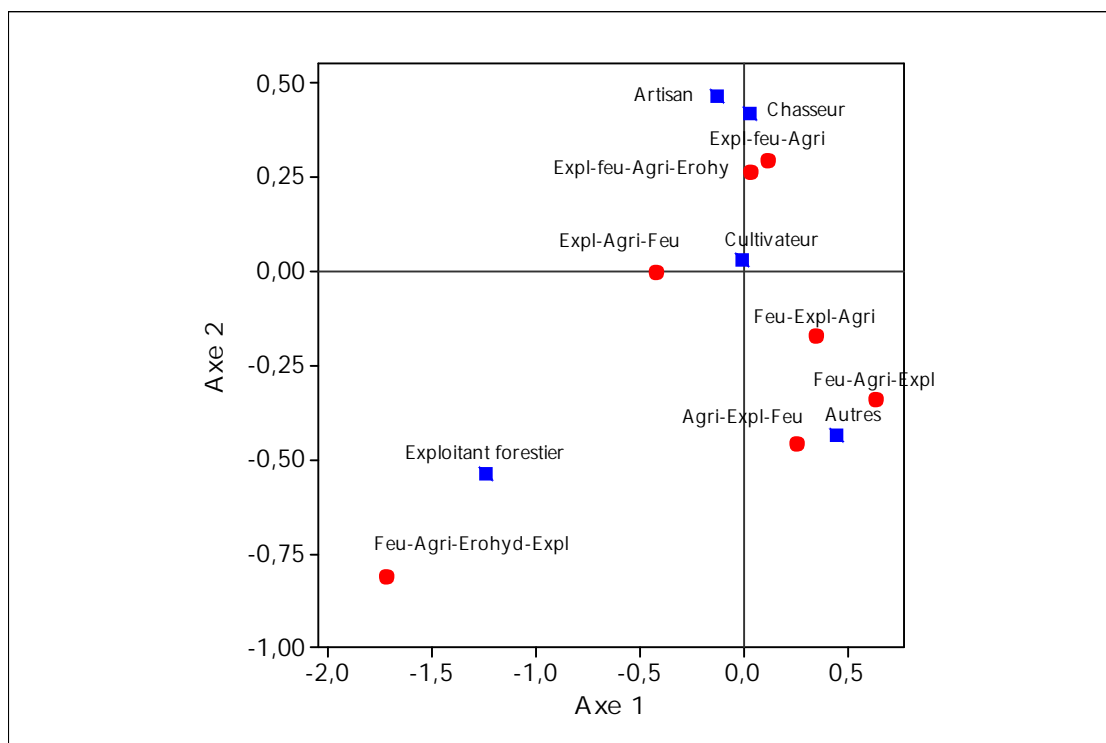
Figure 23. Projections dans un système d'axes de la perception des facteurs de fragmentation des forêts denses par les différents groupes socioprofessionnels

Sur l'axe 1 de cette figure 23, les cultivateurs estiment que l'érosion hydrique est le principal facteur de fragmentation alors que les chasseurs et les artisans incriminent les feux tardifs. Par ailleurs, sur l'axe 2, les exploitants forestiers considèrent la pauvreté des sols comme principal déterminant de la fragmentation des forêts denses.

5.3.1. Ordre d'importance des facteurs déterminants de la fragmentation des forêts denses selon les catégories socioprofessionnelles

L'ordre d'importance des facteurs déterminants de la fragmentation des forêts denses selon les catégories socioprofessionnelles est présenté dans l'annexe 7. Les résultats de l'analyse factorielle de correspondance (AFC) entre les facteurs de fragmentation des forêts denses et les catégories socioprofessionnelles montrent que les deux premiers axes expliquent 79,10% des informations obtenues, ce qui est suffisant pour en faire une bonne synthèse.

La figure 24 présente sur les deux premiers axes, la durée de la fragmentation des forêts denses sèches et la perception de cette fragmentation par les groupes socioprofessionnels.



Légende : Feu = feux de végétation tardifs ; Agri = Agriculture ; Erohyd = Erosion hydrique ; Expl = Exploitation forestière;

Figure 24. Projections dans un système d'axes de la perception des facteurs de la fragmentation des forêts denses par les groupes socioprofessionnels

Sur l'axe 1 de cette figure 24, les exploitants forestiers estiment que l'exploitation forestière associée à l'agriculture et aux feux tardifs de végétation sont les principales causes de la fragmentation des forêts denses sèches alors que pour les autres acteurs, c'est plutôt les feux tardifs suivis de l'agriculture et de l'exploitation forestière. Par ailleurs, sur l'axe 2, les chasseurs pensent que l'exploitation forestière (photos 1, 2, 3 et 4) suivie des feux tardifs

(photos 5 et 6), de l'agriculture (photo 7, 8, 9 et 10) et de l'érosion hydrique, sont les principaux déterminants de la fragmentation des forêts denses sèches.



Photo 1. Madriers et souches de bois d'œuvre coupés dans la forêt classée des Monts Kouffé

(Prise de vue : Toko I., octobre 2010)

La photo 1 montre des madriers issus de troncs d'arbre coupés et leurs souches.

Elle confirme effectivement la perception des chasseurs qui soulignent que l'exploitation forestière anarchique constitue un facteur déterminant de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie.



Photo 2. Souche de bois d'œuvre coupés dans la forêt classée des Monts Kouffé

(Prise de vue : Toko I., octobre 2010)

La photo 2 présente une souche d'arbre à grand diamètre abattu dans la forêt classée des Monts Kouffé pour des fins de bois d'œuvre. L'importance du tas de la sciure (poudre de bois) indique que cet arbre est abattu à la tronçonneuse.



Photo 3. Madrier de bois d'œuvre coupé dans la forêt classée des Monts Kouffé
(Prise de vue : Toko I., octobre 2010)

La photo 3 montre un madrier fabriqué à partir d'un tronc d'arbre abattu à l'intérieur de la forêt classée des Monts Kouffé par des exploitants forestiers.



Photo 4. Tas de charbon de bois fabriqué dans la forêt classée des Monts Kouffé
(Prise de vue : Toko I., octobre 2010)

La photo 4 montre quant à elle, un tas de charbon de bois frauduleusement fabriqué à l'intérieur de la forêt classée des Monts Kouffé. Observer l'espace non négligeable qu'occupe ce site de fabrication du charbon de bois. Cette photo constitue alors un bon témoignage du processus de fragmentation des îlots de forêts denses sèches. Par conséquent, elle confirme une fois encore la perception des chasseurs qui soutiennent que l'exploitation forestière anarchique joue un rôle primordial dans cette fragmentation des îlots de forêts denses sèches du secteur d'étude.



Photo 5. Zone brûlée par des feux de végétation tardifs dans la forêt classée des Monts Kouffé (Prise de vue : Toko I., octobre 2010)



Photo 6. Zone brûlée par des feux de végétation tardifs dans la périphérie sud de la forêt classée des Monts Kouffé (Prise de vue : Toko I., octobre 2010)

Les photos 5 et 6 présentent des traces récentes de feux de végétation dans la forêt classée des Monts Kouffé. Ces feux sont souvent provoqués volontairement pour faciliter l'accès aux ressources forestières (bois, gibiers, pâturages) par des éleveurs transhumants, les braconniers et même les exploitants forestiers lors de leur passage dans la forêt classée. Mais aussi, ils surviennent involontairement lors de la cuisson des repas de ces envahisseurs de l'aire protégée.



Photo 7. Un champ d'igname dans la périphérie sud de la forêt classée des Monts Kouffé
(Prise de vue : Toko I., octobre 2010)

La photo 7 montre ici un champ d'igname dans la zone périphérique sud de la forêt classée, un champ d'igname au milieu d'une végétation déboisée. Cette dernière constitue une preuve que l'agriculture surtout itinérante sur brûlis est un facteur déterminant dans la fragmentation des écosystèmes forestiers.



Photo 8. Un champ de manioc et d'igname récolté dans la forêt Classée des Monts Kouffé
(Prise de vue : Toko I., octobre 2010)

La photo 8 montre des buttes d'igname cassées avec quelques pieds de manioc au milieu des arbres à l'intérieur de la forêt classée des Monts Kouffé. Cette photo permet de comprendre le processus de la fragmentation progressive des écosystèmes forestiers.



Photo 9. Un champ de manioc dans la périphérie sud de la forêt classée des Monts Kouffé (Prise de vue : Toko I., octobre 2010)



Photo 10. Un champ de banane et de manioc dans la périphérie sud de la forêt classée des Monts Kouffé (Prise de vue : Toko I., octobre 2010)

Les photos 9 et 10 montrent des champs de manioc et de banane cultivés dans la zone périphérique de la forêt classée des Monts Kouffé.

5.3.2. Durée de la fragmentation

Les résultats de l'analyse factorielle de correspondance (AFC) entre la durée de la fragmentation des forêts denses et la perception par les catégories socioprofessionnelles de cette durée, montrent que les deux premiers axes expliquent 100% des informations obtenues (annexe 8). Sur les deux axes de la figure 25, sont représentées la durée de la fragmentation des forêts denses et la perception des différents groupes socioprofessionnels de cette durée de fragmentation.

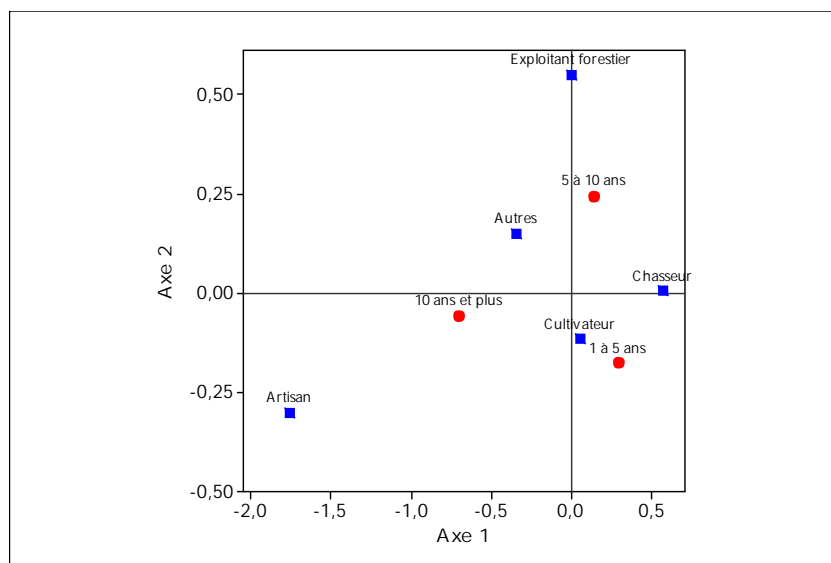


Figure 25. Projections dans un système d'axes de la perception de la durée de la fragmentation des forêts denses par les groupes socioprofessionnels

Sur l'axe 1 de la figure 25, les artisans et les autres acteurs estiment que la durée de la fragmentation est de 10 ans et plus, alors que les chasseurs pensent qu'elle est comprise entre 1 et 5 ans. Sur l'axe 2, les cultivateurs pensent que cette durée est établie entre 1 et 5 ans alors que les exploitants forestiers l'estiment entre 5 et 10 ans.

Conclusion Partielle

Selon la perception des populations locales, les facteurs déterminants de la fragmentation des forêts denses de la région des Monts Kouffé sont l'exploitation forestière, l'agriculture, les feux de végétation, l'érosion hydrique, la pauvreté des sols. Les résultats de l'analyse factorielle de correspondance (AFC) entre les facteurs de la fragmentation des forêts denses ont montré que les informations contenues sur les deux premiers axes varient selon les groupes socioculturels et les catégories socioprofessionnelles.

Pour les groupes socioculturels l'érosion hydrique et la pauvreté des sols sont les principaux facteurs de la fragmentation. Quant à la durée de la fragmentation, elle varie de 1 à 10 ans et plus selon les groupes socioculturels et les catégories socioprofessionnelles.

Les résultats ainsi obtenus permettront aux ONG et chercheurs du domaine de la conservation des ressources naturelles, d'alerter l'opinion publique nationale et internationale sur le devenir de ces écosystèmes forestiers et de leurs diversités biologiques face au poids de la pression anthropique qu'ils subissent.

CHAPITRE VI : IMPACTS DE LA FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES SUR LA DIVERSITE FLORISTIQUE

Ce chapitre aborde les impacts de la fragmentation des écosystèmes forestiers sur la diversité biologique de la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie.

6.1. Individualisation des groupements végétaux

La matrice brute de 125 relevés et de 207 espèces végétales (annexe 9) recensées est soumise à une analyse sur la base de présence-absence des espèces échantillonnées à l'aide du logiciel CAP (Community Analysis Package). Cette analyse a permis d'obtenir la classification hiérarchique des relevés phytosociologiques (figure 26).

A 40% de dissemblance, le dendrogramme de la classification hiérarchique des relevés a permis de distinguer cinq groupements végétaux :

- le groupement G1 composé de 30 relevés est le groupement à *Anogeissus leiocarpa* et *Diospyros mespiliformis* des forêts denses sèches ;
- le groupement G2 constitué de 30 relevés est le groupement à *Pterocarpus erinaceus* et *Isobertia doka* des forêts claires ;
- le groupement G3 formé de 20 relevés est le groupement à *Vitellaria paradoxa* et *Isobertia tomentosa* des savanes arborées et arbustives ;
- le groupement G4 constitué de 10 relevés est le groupement des formations postculturales à *Daniellia oliveri* et *Terminalia avicennioides*.
- le groupement G5 constitué de 35 relevés est le groupement à *Lannea kerstingii* et *Burkea africana* des savanes arbustives ;

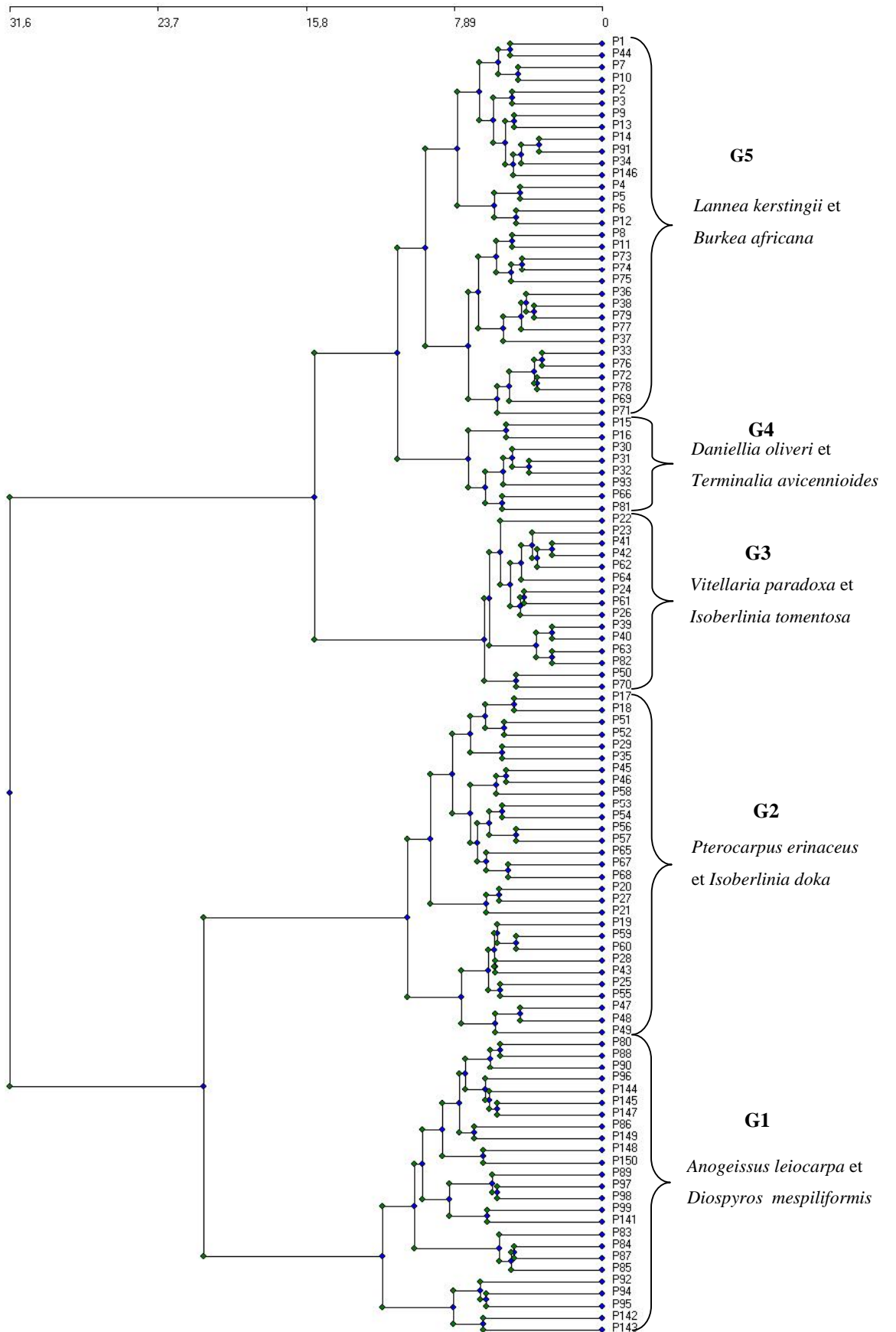


Figure 26. Classification hiérarchique des relevés phytocologiques

6.2. Caractéristiques phytoécologiques du groupement à *Anogeissus leiocarpa* et *Diospyros mespiliformis* des forêts denses sèches

Les caractéristiques phytoécologiques de ce groupement qui est établi dans les forêts denses sèches ont permis de déterminer les caractéristiques écologiques stationnelles, la composition floristique, la diversité spécifique, les types biologiques et phytogéographiques, la densité, la surface terrière et la structure diamétrique.

6.2.1. Caractéristiques topo-édaphiques

Le groupement des forêts denses sèches du secteur d'étude est généralement retrouvé sur des plateaux. Le limon est la composante granulométrique dominante de leurs sols. On y trouve également des sols limono-sableux ou limono-argileux.

6.2.2. Composition floristique et diversité spécifique

Les 30 relevés phytoécologiques effectués dans le groupement à *Anogeissus leiocarpa* et *Diospyros mespiliformis* des forêts denses sèches ont permis de recenser 91 espèces ligneuses réparties en 84 genres et 39 familles (Annexe 11). *Anogeissus leiocarpa* et *Diospyros mespiliformis* constituent les espèces ligneuses dominantes. Les familles les plus représentées sont les *Leguminosae-Papilionoidae* et les *Asteraceae*. La liste des espèces caractéristiques est présentée en annexe 10.

Les valeurs moyennes de la richesse spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'équitabilité de Pielou sont respectivement $21,5 \pm 7,38$ espèces ; $3,98 \pm 0,45$ bits et $0,82 \pm 0,08$. L'indice de Shannon indique une diversité moyenne de ce groupement des forêts denses sèches. Les individus des différentes espèces sont régulièrement répartis dans cette formation.

6.2.3. Types biologiques et types phytogéographiques

Les figures 27 et 28 présentent les spectres des types biologiques et phytogéographiques.

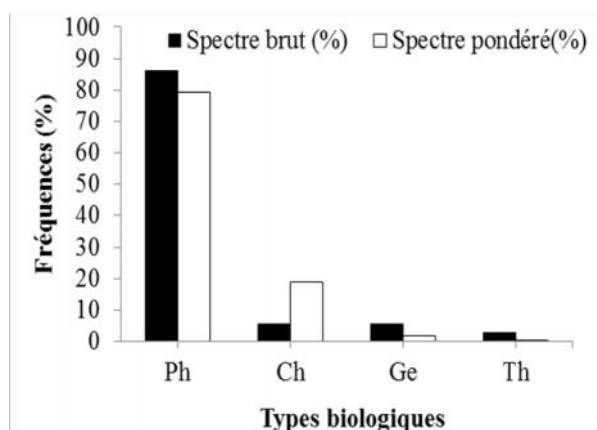


Figure 27. Spectres des types biologiques du groupement des forêts denses sèches

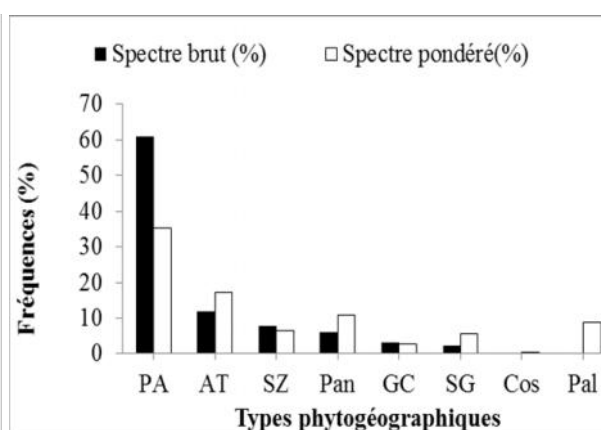


Figure 28. Spectres des types phytogéographiques du groupement des forêts denses sèches

La figure 27 montre l'abondance et la dominance des phanérophytes (Ph) avec un spectre brut de 85% et un spectre pondéré de 80%. L'abondance élevée (85%) de ces types biologiques est l'un des indicateurs de l'existence de bonnes conditions écologiques stationnelles de ces derniers. La valeur élevée (80%) de leur spectre pondéré traduit aussi leur dominance dans ce groupement végétal. Les chaméphytes (Ch) quant à elles ont leur spectre pondéré plus élevé (20%) que le spectre brut (5%). Ces valeurs montrent que ces types biologiques sont peu abondants mais dominants. Le spectre brut (5%) et le spectre pondéré (2%) des géophytes (Ge), traduisent leur abondance et leur faible dominance. Enfin, l'abondance des thérophytes est signalée par leur spectre brut dont la valeur avoisine 3% et l'absence d'une valeur du spectre pondéré montre que ce type biologique n'est pas du tout dominant.

La figure 28 montre que les espèces Plurirégionales Africaines (PA) sont les types phytogéographiques les plus abondants (65%) et les plus dominants (35%) du groupement des forêts denses sèches. Viennent ensuite les Afrotropicales (AT) avec une abondance de 12% et une dominance de 15%.

6.2.4. Densité, surface terrière et structure diamétrique

La densité moyenne des ligneux des forêts denses sèches est de 537 ± 158 individus/ha avec une surface terrière moyenne de $13,12 \pm 1,03$ m²/ha.

La figure 29 présente la structure diamétrique des ligneux du groupement à *Anogeissus leiocarpa* et *Diospyros mespiliformis* des forêts denses sèches.

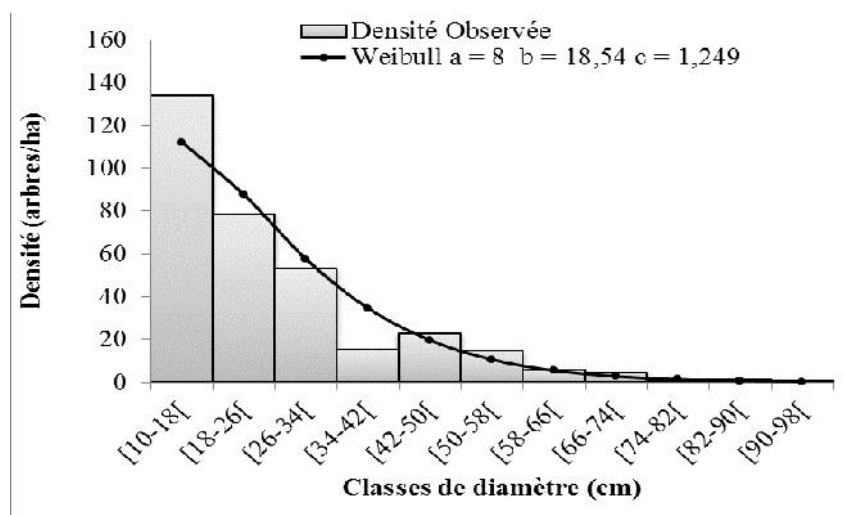


Figure 29. Structure diamétrique du groupement des forêts denses sèches

La répartition des individus par classes de diamètre a été ajustée à une fonction polynomiale (figure 29). Cette figure montre une forte proportion des individus de dbh compris entre 10 et 42 cm. Cela montre en réalité l'hétérogénéité du groupement à *Anogeissus leiocarpa* et *Diospyros mespiliformis* des forêts denses sèches par rapport aux diamètres des ligneux. Il y a des forêts denses sèches dont les individus de petits diamètres sont nombreux.

6.3. Caractéristiques phytoécologiques du groupement à *Pterocarpus erinaceus* et *Isobertia doka* des forêts claires

6.3.1. Caractéristiques topo-édaphiques

Le groupement à *Pterocarpus erinaceus* et *Isobertia doka* des forêts claires se trouvent sur les interfluves des différentes positions topographiques des versants. Elles sont sur des sols à texture sablo-limoneuse, limono-sableuse et limono-argileuse. Elles sont généralement installées sur des terres exondées.

6.3.2. Composition floristique et diversité spécifique

Les 30 relevés phytoécologiques réalisés dans les forêts claires ont permis de recenser 85 espèces réparties en 75 genres et 43 familles (Annexe 12). Les espèces ligneuses dominantes sont *Pterocarpus erinaceus*, *Isobertia doka*, *Morinda senegalensis* et *Lanea velutina*. L'espèce herbacée la plus dominante est *Olyra latifolia*. Les familles les plus représentées sont les *Rubiaceae* et les *Leguminosae*. La liste des espèces caractéristiques est présentée en annexe 10.

La richesse spécifique est de 15 ± 8 . L'indice de Shannon est de $3,95 \pm 0,41$ bits avec une équitabilité de Pielou de $0,77 \pm 0,1$. L'indice de Shannon montre une diversité moyenne des espèces ligneuses du groupement des forêts claires et l'équitabilité de Pielou, une répartition plus ou moins régulière des espèces. En conclusion, ces valeurs traduisent une homogénéité des espèces ligneuses des forêts claires.

6.3.3. Types biologiques et types phytogéographiques

Les figures 30 et 31 présentent les types biologiques et phytogéographiques du groupement à *Pterocarpus erinaceus* et *Isoberlinia doka* des forêts claires.

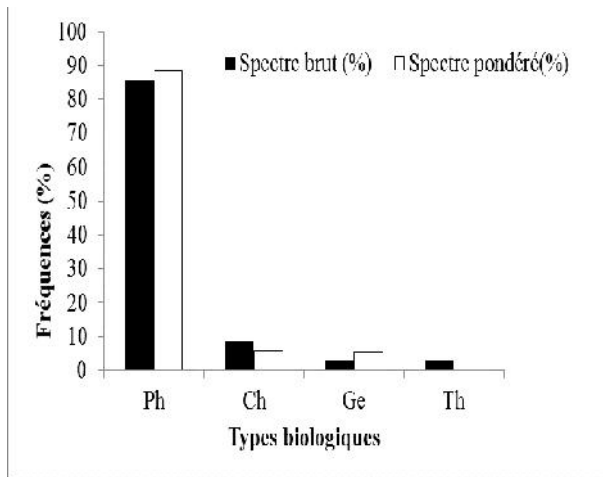


Figure 30. Spectres des types biologiques du groupement des forêts claires

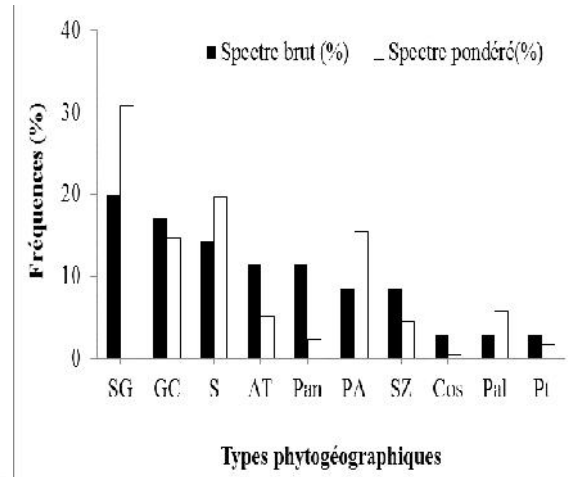


Figure 31. Spectre des types phytogéographiques du groupement des forêts claires

Les phanérophytes sont les plus abondantes et les plus dominantes avec un spectre brut de 87 % et un spectre pondéré de 85 %. Les chaméphytes sont peu représentées (figure 30).

Les espèces soudano-guinéennes sont les plus abondantes (spectre brut : 20%) et les plus dominantes (spectre pondéré : 31%). Elles sont suivies par les espèces guinéo-congolaises en terme d'abondance (spectre brut : 17 %) et les espèces soudanienne du point de vue dominance (spectre pondéré : 19,7%) (figure 31).

6.3.4. Densité, surface terrière et structure diamétrique

La densité et la surface terrière moyenne des ligneux sont respectivement de $379,79 \pm 112,94$ individus/ha et $12,22 \pm 0,74$ m²/ha dans le groupement à *Pterocarpus erinaceus* et *Isobertinia doka* des forêts claires.

La figure 32 présente la structure diamétrique du groupement des forêts claires.

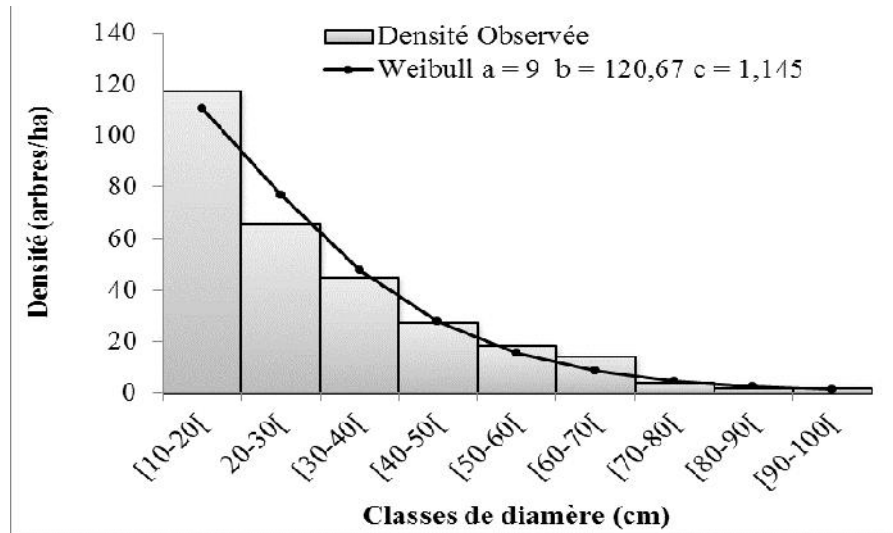


Figure 32. Structure diamétrique du groupement des forêts claires

L'analyse de cette figure 32 révèle que, plus la classe de diamètre augmente, plus la densité moyenne des ligneux au niveau des forêts claires décroît jusqu'à s'annuler à partir des classes de diamètre [80-100[. Cette situation traduit bien l'allure décroissante et la forme concave de la courbe de Weibull. La répartition des individus par classes de diamètre a été ajustée à une fonction polynomiale qu'est la courbe de Weibull (figure 32). Sur cette même figure, la forte proportion des individus de dbh compris entre 10 et 40 cm exprime une hétérogénéité du groupement des forêts claires par rapport aux diamètres des ligneux. Cela signifie que certaines forêts claires ont de nombreux individus de petits diamètres. Par contre d'autres ont très peu d'individus de grands diamètres. Par conséquent on peut dire que les premiers sont en régénération suite aux actions anthropiques qu'elles auraient subies plus que les seconds qui ont été moins victimes des effets de ces mêmes actions.

6.4. Caractéristiques phytoécologiques du groupement à *Vitellaria paradoxa* et *Isoberlinia tomentosa* des savanes arborées et arbustives

6.4.1. Caractéristiques topo-édaphiques

Les savanes arborées et arbustives sont établies sur les interfluves, les versants et les bas-versants, sur des sols sablo-limoneux, sablo-argileux et sablo-graveleux. Ce groupement est établi sur des sols exondés ou inondables selon les facettes topographiques.

6.4.2. Composition floristique et diversité spécifique

Les 20 relevés phytoécologiques réalisés dans les savanes arborées et arbustives totalisent 139 espèces réparties en 120 genres et 55 familles (Annexe 13). Les espèces ligneuses dominantes sont *Vitellaria paradoxa* et *Isoberlinia tomentosa*. L'espèce herbacée dominante est *Aspilia bussei*. Les familles les plus représentées sont les *Leguminosae-Papilionoidae* et les *Poaceae*. La liste des espèces caractéristiques est présentée en annexe 10.

Les valeurs moyennes de la richesse spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'équitabilité de Pielou sont respectivement de 18 ± 2 espèces/placeau, $2,86 \pm 0,81$ bits et de $0,92 \pm 0,06$. Ces valeurs traduisent ainsi l'hétérogénéité des ligneux dans les savanes arborées et arbustives.

6.4.3. Types biologiques et types phytogéographiques

Les figures 33 et 34 présentent les types biologiques et phytogéographiques du groupement à *Vitellaria paradoxa* et *Isoberlinia tomentosa* des savanes arborées et arbustives.

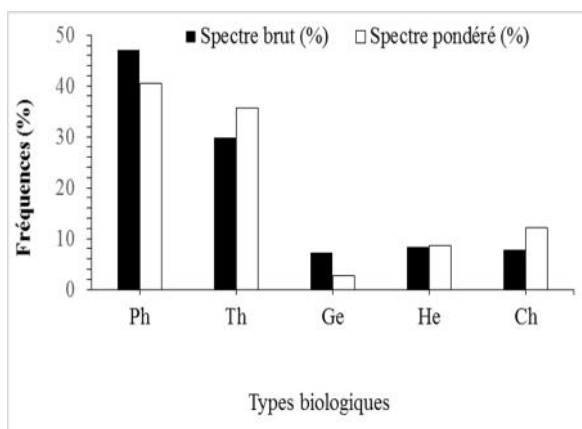


Figure 33. Spectres des types biologiques du groupement des savanes arborées

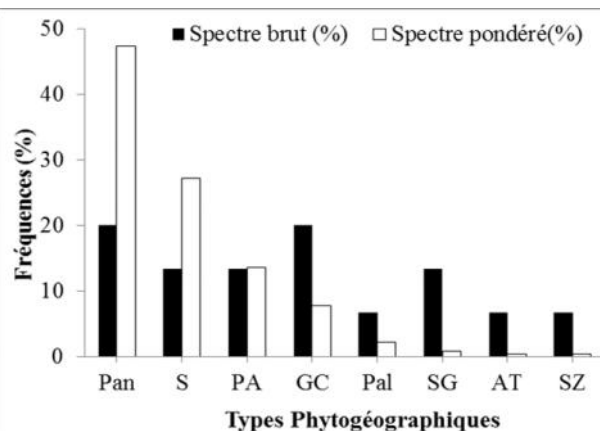


Figure 34. Spectres des types phytogéographiques du groupement des savanes arborées

A travers la figure 33, on note l'abondance et la dominance des phanérophytes exprimée respectivement par un spectre brut de 47 % et un spectre pondéré de 40 %. Ensuite, viennent les thérophytes (Th) dont l'abondance est marquée par un spectre brut de 30 % et la dominance par un spectre pondéré de 37 %. Les hémicryptophytes et les chaméphytes viennent en troisième position en termes respectivement d'abondance et de dominance. Les géophytes (Ge) sont faiblement représentées.

Les espèces de pantropicales (Pan) sont les plus abondantes avec un spectre brut de 20% et un spectre pondéré de 47% (figure 34). Les espèces plurirégionales africaines (PA) et guinéo-congolaises (GC) sont moins abondantes, avec des spectres bruts respectifs de 13% et 19% et des spectres pondérés respectifs de 14% et 8%. Tandis que les espèces paléotropicales (Pal), soudano-guinéennes (SG), afrotropicales (AT) et soudano-zambéziennes (SZ) ont des spectres bruts plus importants que les spectres pondérés dont le plus élevé avoisine la proportion de 2,5% et le plus faible 1% environ.

6.4.4. Densité, surface terrière et structure diamétrique

La densité et la surface terrière moyenne des ligneux du groupement à *Vitellaria paradoxa* et *Isoberlinia tomentosa* des savanes arborées et arbustives sont respectivement de $205 \pm 70,44$ individus/ha et de $1,04 \text{ m}^2/\text{ha}$.

La figure 35 présente la structure diamétrique du groupement des savanes arborées.

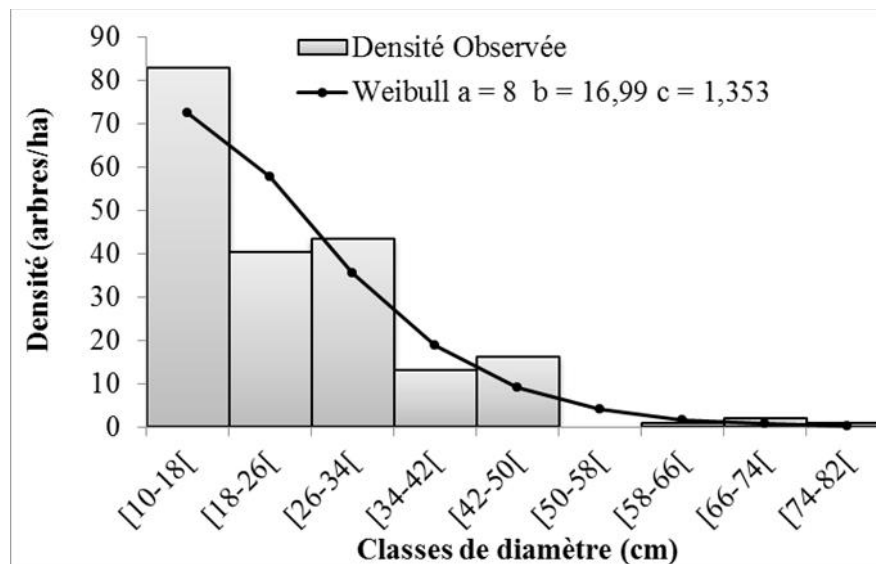


Figure 35. Structure diamétrique du groupement des savanes arborées

L'analyse de cette figure révèle que, plus la classe de diamètre augmente, plus la densité moyenne des ligneux du groupement décroît jusqu'à s'annuler à partir des classes de

diamètre [58-82]. Cette situation traduit bien l'allure décroissante et la forme concave de la courbe de Weibull.

La répartition des ligneux par classes de diamètre (figure 35) révèle une grande proportion d'individus dont le dbh est compris entre 10 et 34 cm. Les individus dont le dbh est supérieur à 34 sont faiblement représentés. Ces valeurs traduisent d'une part le caractère dispersé des arbres et d'autre part, l'absence de gros arbres en savanes arborées.

6.5. Caractéristiques phytoécologiques des formations postculturales à *Daniellia oliveri* et *Terminalia avicennoides*

6.5.1. Caractéristiques topo-édaphiques

Les formations post culturelles se trouvent sur différentes facettes topographiques (versants et interfluves) et sur des sols à texture sableuse.

6.5.2. Composition floristique et diversité spécifique

Les 10 relevés phytoécologiques dans les formations postculturales ont permis d'identifier 26 espèces végétales ligneuses et herbacées réparties en 26 genres et 21 familles (Annexe 14). Les familles les plus représentées sont *Anacardiaceae*, *Bombacaceae*, *Arecaceae*, *Leguminosae-Caes.* et *Meliaceae* avec chacune deux espèces. Les espèces dominantes sont *Anacardium occidentale*, *Diospyros mespiliformis* et *Mangifera indica*. La liste des espèces caractéristiques est présentée en annexe 10.

Les valeurs moyennes de la richesse spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'équitabilité de Pielou sont respectivement de $5,8 \pm 1,41$ espèces/placeau, de $1,5 \pm 0,49$ bits et de $0,72 \pm 0,35$. L'indice de diversité de Shannon montre que les formations postculturales sont peu diversifiées en espèces ligneuses.

6.5.3. Types biologiques et types phytogéographiques

Les figures 36 et 37 présentent les types biologiques et les types phytogéographiques des formations postculturales.

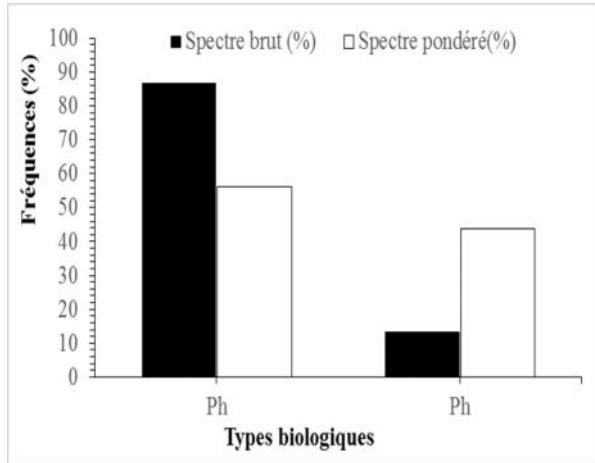


Figure 36. Spectres des types biologiques des formations postculturales

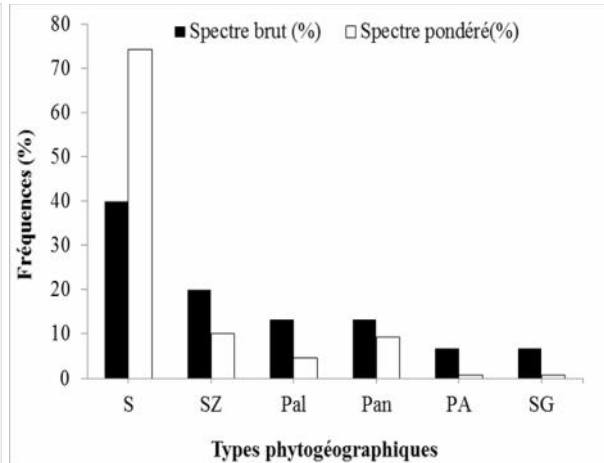


Figure 37. Spectres des types phytogéographiques des formations postculturales

Il ressort de la figure 36 que les phanérophytes sont les types biologiques les plus abondants avec un spectre brut de 83%. Par contre, les géophytes dominent cette formation postculturale avec un spectre pondéré de 41%.

L'analyse des types phytogéographiques représentés sur la figure 37 montre que les espèces soudaniennes sont les plus abondantes et les plus dominantes avec un spectre brut de 40% et un spectre pondéré de 72%. Viennent ensuite les espèces soudano-zambésiennes (SZ) avec un spectre brut de 20% et un spectre pondéré de 10%. Les espèces plurirégionales africaines (PA) et les espèces soudano-guinéennes dont les spectres bruts et spectres pondérés sont respectivement de 7% et de 1% demeurent les moins abondantes et les moins dominantes de cette formation postculturale.

6.5.4. Densité, surface terrière et structure diamétrique

La densité et la surface terrière moyenne des ligneux sont respectivement de 168 ± 60 individus/hectare et de $0,84 \text{ m}^2/\text{ha}$ dans les formations postculturales.

La figure 38 présente la structure diamétrique des ligneux des formations postculturales.

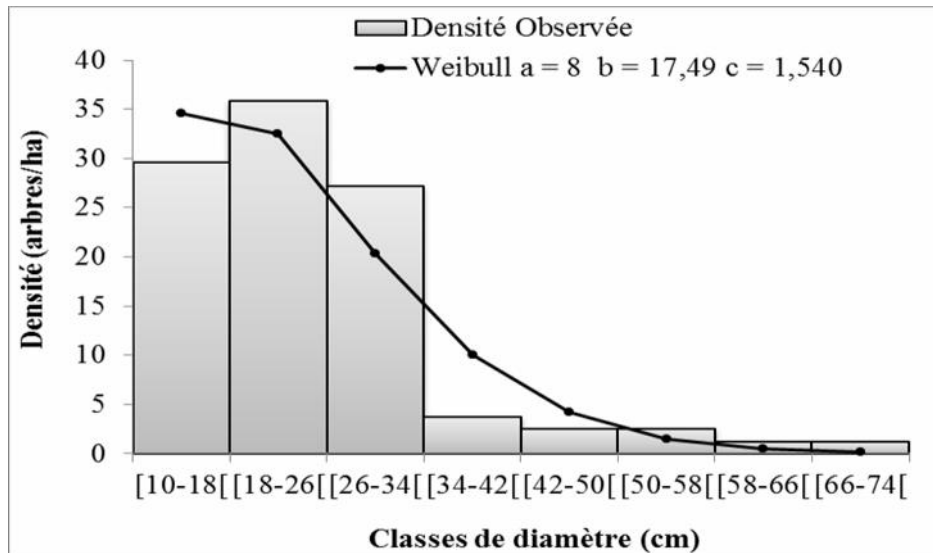


Figure 38 Structure diamétrique des ligneux des formations postculturales

La répartition des ligneux par classes de diamètre (figure 38) montre que dans les formations postculturales, il y a une forte proportion d'individus de dbh compris entre 10 et 34 cm et une faible proportion d'individus de dbh supérieur à 34 cm. Cette situation caractérise la courbe de Weibull qui a une allure décroissante à partir de la plus petite classe de diamètre comprise entre 10 et 18 cm pour s'annuler à partir des grandes classes de diamètre comprises entre 58 et 74 cm. Ceci révèle que, plus la classe de diamètre des ligneux augmente, plus la densité de ceux-ci diminue. La faible valeur de la surface terrière moyenne confirme cette prédominance des individus de petits diamètres.

6.6. Caractéristiques phytoécologiques du groupement à *Lannea kerstingii* et *Burkea africana* des savanes arbustives

6.6.1. Caractéristiques topo-édaphiques

Sur le plan topographique, le groupement des savanes arbustives se rencontre au niveau des interfluves, des versants et surtout des dépressions. Ce groupement des savanes arbustives s'établit sur différentes facettes topographiques et sur des sols sableux.

6.6.2. Composition floristique et diversité spécifique

Les 35 relevés phytoécologiques dans les savanes arbustives ont permis d'identifier 98 espèces végétales réparties en 89 genres et 44 familles (Annexe 15). Les espèces ligneuses dominantes sont *Lannea kerstingii*, *Burkea africana* et *Anacardium occidentale*. L'espèce herbacée dominante est *Chomolaena odorata*. Les familles les plus représentées sont

Leguminosae-Pap., *Poaceae*, *Rubiaceae*, *Combretaceae* et *Leguminosae-Caes*. La liste des espèces caractéristiques est présentée en annexe 10.

Les valeurs moyennes de la richesse spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'équitabilité de Pielou sont respectivement de 16 ± 5 espèces/placeau, de $2,62 \pm 0,82$ bits et de $0,85 \pm 0,43$. Celles-ci indiquent que ce groupement des savanes arbustives sont beaucoup plus anthropisées.

6.6.3. Types biologiques et types phytogéographiques

Les figures 39 et 40 présentent les types biologiques et phytogéographiques du groupement à *Lanea kerstingii* et *Burkea africana* des savanes arbustives.

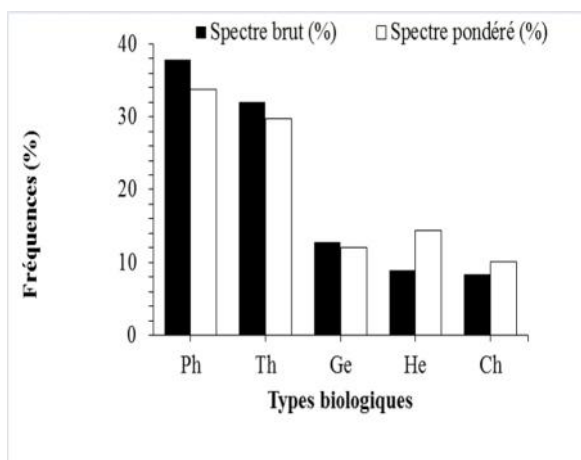


Figure 39 Spectres des types biologiques du groupement des savanes arbustives

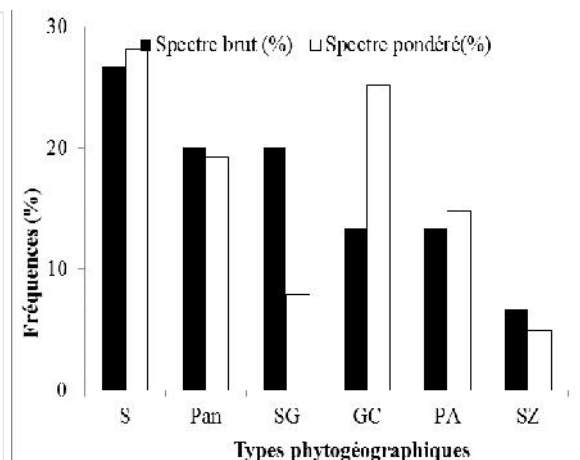


Figure 40. Spectre des types phytogéographiques du groupement des savanes arbustives

En ce qui concerne les formes de vie (figure 39), les phanérophytes sont les plus abondantes et les plus dominantes avec un spectre brut de 40% et un spectre pondéré de 35%. Les thérophytes avec un spectre brut de 32% et un spectre pondéré de 30% viennent en deuxième position. Les hémicryptophytes et les géophytes viennent respectivement en troisième position du point de vue dominance et en termes d'abondance (figure 39).

Du point de vue chorologique (figure 40), les espèces soudaniennes sont les plus abondantes et les plus dominantes avec un spectre brut de 27% et un spectre pondéré de 28%. Ensuite, viennent respectivement les espèces pantropicales (spectre brut : 20% et spectre pondéré : 18%) et les espèces soudano-guinéennes (spectre brut : 20% et spectre pondéré : 8%) en terme d'abondance. Les espèces guinéo-congolaises (spectre brut : 13% et spectre pondéré : 25%) viennent en deuxième position du point de vue dominance (figure 40).

6.6.4. Densité, surface terrière et structure diamétrique

La densité et la surface terrière moyenne des ligneux du groupement à *Lannea kerstingii* et *Burkea africana* des savanes arbustives sont respectivement de 241 ± 79 individus/hectare et de $5,62 \pm 0,82$. La faible valeur de la surface terrière moyenne indique que les ligneux de petits diamètres sont plus nombreux que ceux de grands diamètres. La figure 41 présente la structure diamétrique du groupement des savanes arbustives.

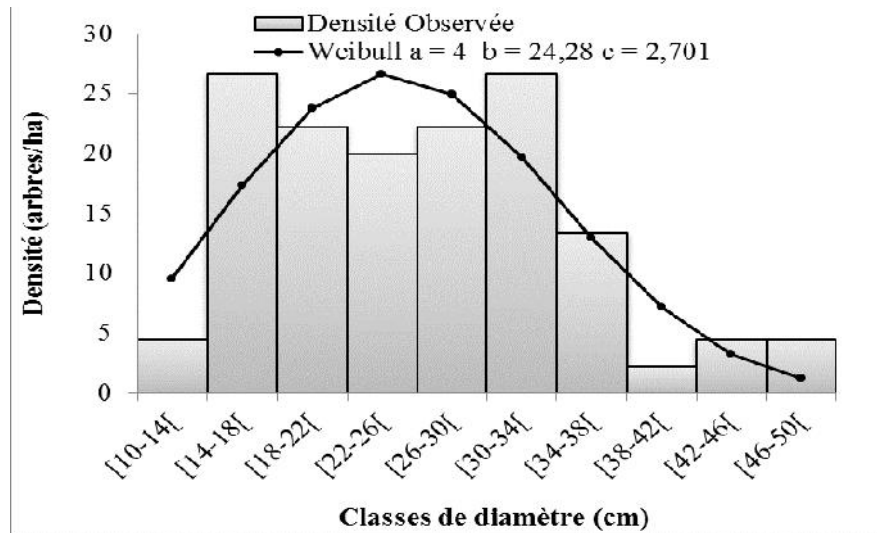


Figure 41. Structure diamétrique des savanes arbustives

La répartition des ligneux par classes de diamètre confirme la prédominance des individus de petits diamètres (figure 41). Les individus dont le dbh est compris entre 10 et 34 cm sont les plus nombreux. Les individus de gros diamètres sont quasi inexistantes.

Conclusion Partielle

Les relevés phytosociologiques effectués au niveau des différents groupements végétaux ont permis de comprendre que ces derniers sont composés de plusieurs espèces ligneuses réparties en plusieurs genres et plusieurs familles. De façon générale au niveau des types biologiques, les phanérophytes chaméphytes et les géophytes sont les plus représentées. Sur le plan chorologique, les espèces plurirégionales africaines (PA), pantropicales (Pan), soudaniennes (S) et soudano-guinéennes (SG) sont les plus représentées.

La structure diamétrique des groupements végétaux est caractérisée par une courbe décroissante caractéristique de la faible proportion des individus de gros diamètres. Ceci permet de conclure que les facteurs anthropiques ont réellement perturbé la dynamique des groupements végétaux de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie.

CHAPITRE VII : MODELE DE DISTRIBUTION SPATIALE DU BOMBAX COSTATUM

Le modèle MaxEnt a été utilisé pour présenter spatialement la niche écologique actuelle (en 2013) et future (en 2050) du *Bombax costatum*, qui est une espèce caractéristique de la végétation climacique (forêts denses sèches) du secteur d'étude.

7.1. Caractérisation du *Bombax costatum*

L'espèce *Bombax costatum* est un ligneux épineux à fût droit souvent muni de petits contrefort à la base, de 10-25 m de haut à port caractéristique dû aux branches quasi droites entre chaque ramification et aux épines coniques disposées sur le tronc et les branches. Cette espèce a une cime étalée et ouverte, nettement étagée chez les jeunes sujets. Dans le secteur d'étude, on la retrouve dans les savanes arborées, les savanes boisées, les forêts claires et les forêts denses sèches sur de nombreux types de sol, mais souvent sur les terres marginales constituées de stations latéritiques ou rocheuses. Cette espèce est certes présente dans tous les groupements végétaux étudiés, mais sa fidélité est faible dans ces groupements végétaux excepté celui des forêts denses sèches. La densité de *Bombax costatum* est faible dans les différents relevés où elle est présente à cause des pressions anthropiques exercées sur elle. Elle est utilisée à des fins alimentaires (fleurs, feuilles), médicinales (fruits, écorces, racines). Les madriers issus de l'espèce servent de bois d'œuvre (meubles, lits) et de service (charpente). Le fruit sert aussi à la fabrication des oreillers et des matelas.

7.2. Aire potentielle (actuelle) et aire future de distribution du *Bombax costatum* dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie sud

La figure 42 présente les valeurs de l'AUC (Area Under Curve).

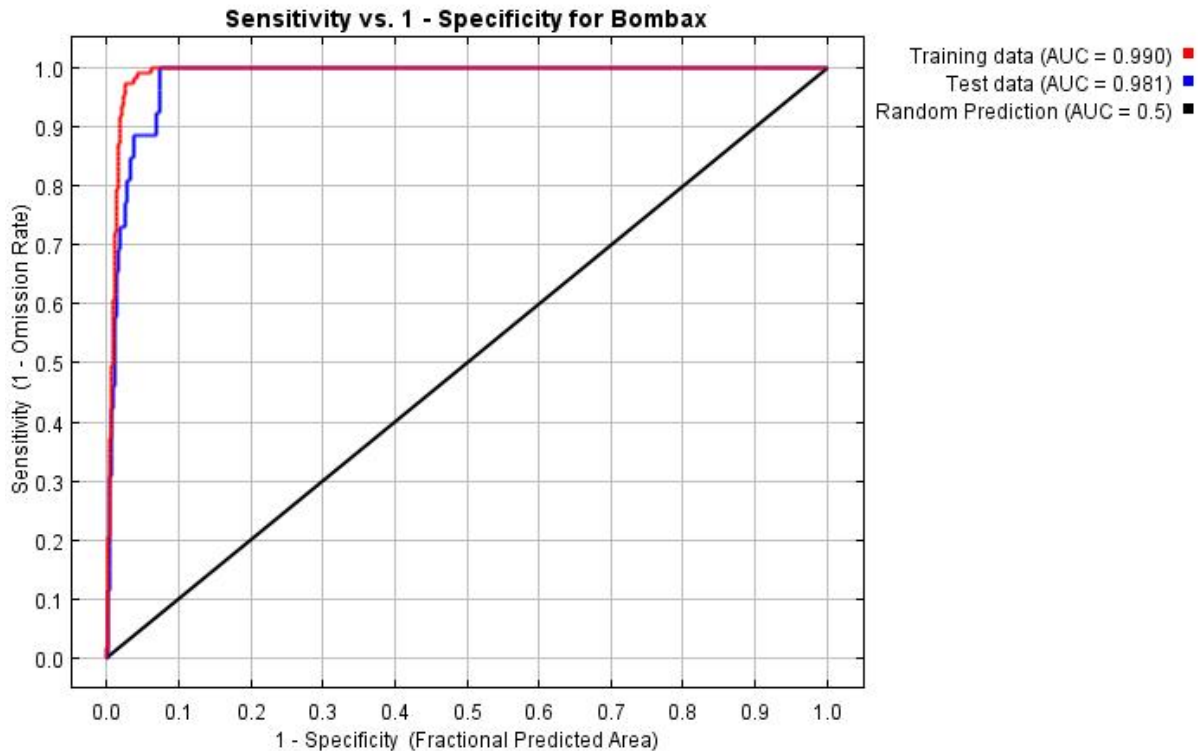


Figure 42. Valeurs de l'AUC (Area Under Curve : Zone en-dessous de la Courbe)

De l'analyse de la figure 42, il ressort que les valeurs de calibration (courbe rouge) et du test (courbe bleue) de l'AUC sont respectivement de 0,990 et de 0,981. Ces fortes valeurs indiquent que le modèle sur la prédiction de la distribution du *Bombax costatum* est performant. Les valeurs de calibration de l'AUC (0,990) sont plus élevées que les valeurs du test de l'AUC (0,981) car pour la validation du modèle, le jeu de données initial a été divisé en deux groupes. La ligne oblique noire indique la prédiction aléatoire de la distribution géographique de *Bombax costatum*.

La figure 43 montre les aires de distribution actuelle (en 2013) du *Bombax costatum* dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie.

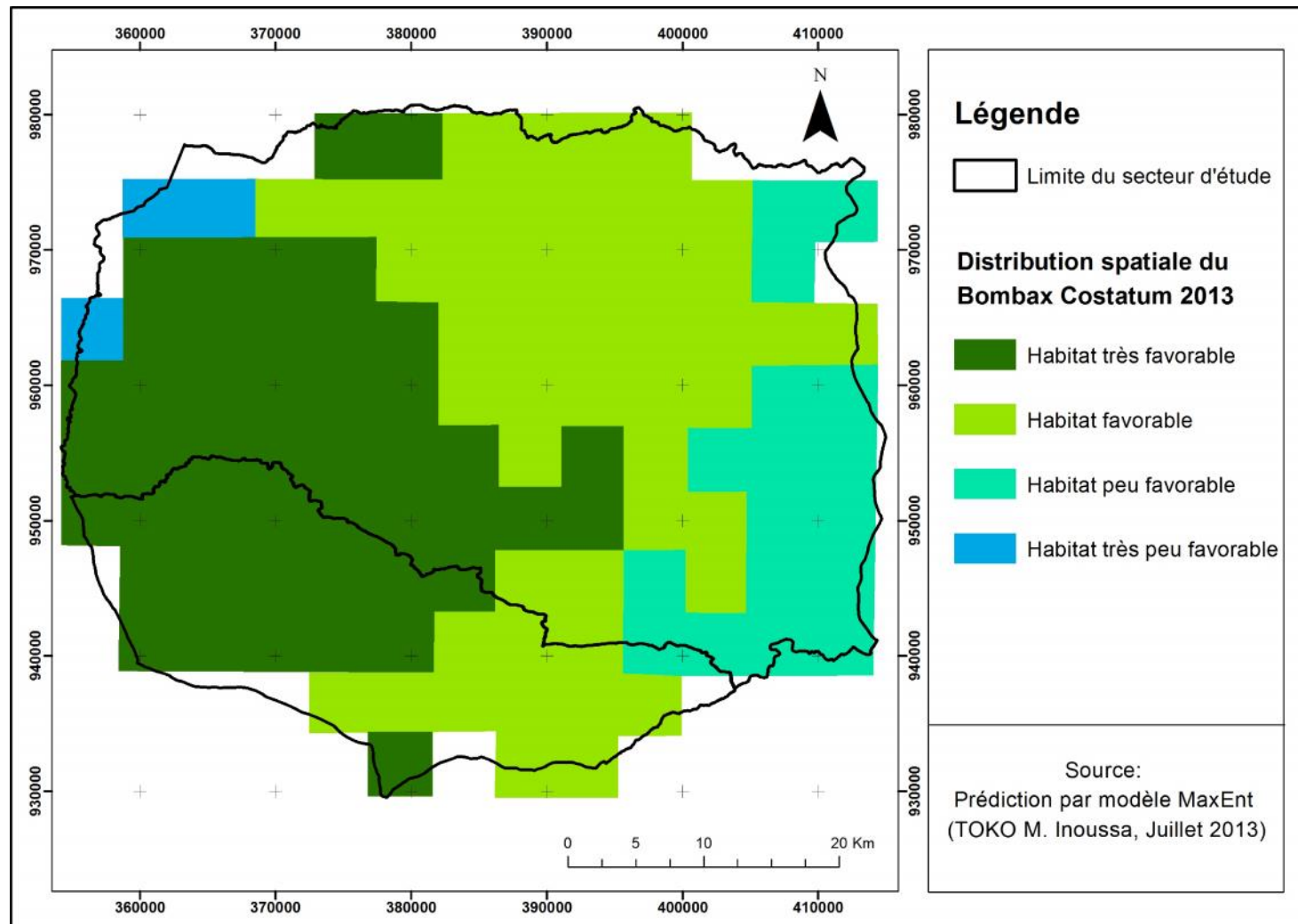


Figure 43. Distribution du *Bombax costatum* dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie en 2013

De l'analyse de la figure 43, il ressort que l'aire de distribution actuelle (2013) du *Bombax costatum* dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie se présente comme suit :

- Ouest et Sud-Ouest : région à fort potentiel, donc très favorable à l'espèce ;
- Sud : région à moyen potentiel, donc favorable à l'espèce ;
- Sud-Est : région à faible potentiel, donc peu favorable à l'espèce ;
- Est : région à très faible potentiel, donc très peu favorable à l'espèce ;
- Nord : région à moyen potentiel, donc favorable à l'espèce.

La figure 44 montre les aires de distribution future (en 2050) du *Bombax costatum* dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie.

De l'analyse de la figure 44, il ressort que l'aire de distribution future (2050) du *Bombax costatum* dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie se présente comme suit :

- Sud-Ouest : région à fort potentiel, donc très favorable à l'espèce ;
- Ouest : région à moyen potentiel, donc favorable à l'espèce ;
- Centre : région à moyen potentiel, donc favorable à l'espèce ;
- Sud-Est : région à faible potentiel, donc peu favorable à l'espèce ;
- Nord-Est et Est : région à très faible potentiel, donc très peu favorable à l'espèce ;
- Nord : région à faible potentiel, donc peu favorable à l'espèce.

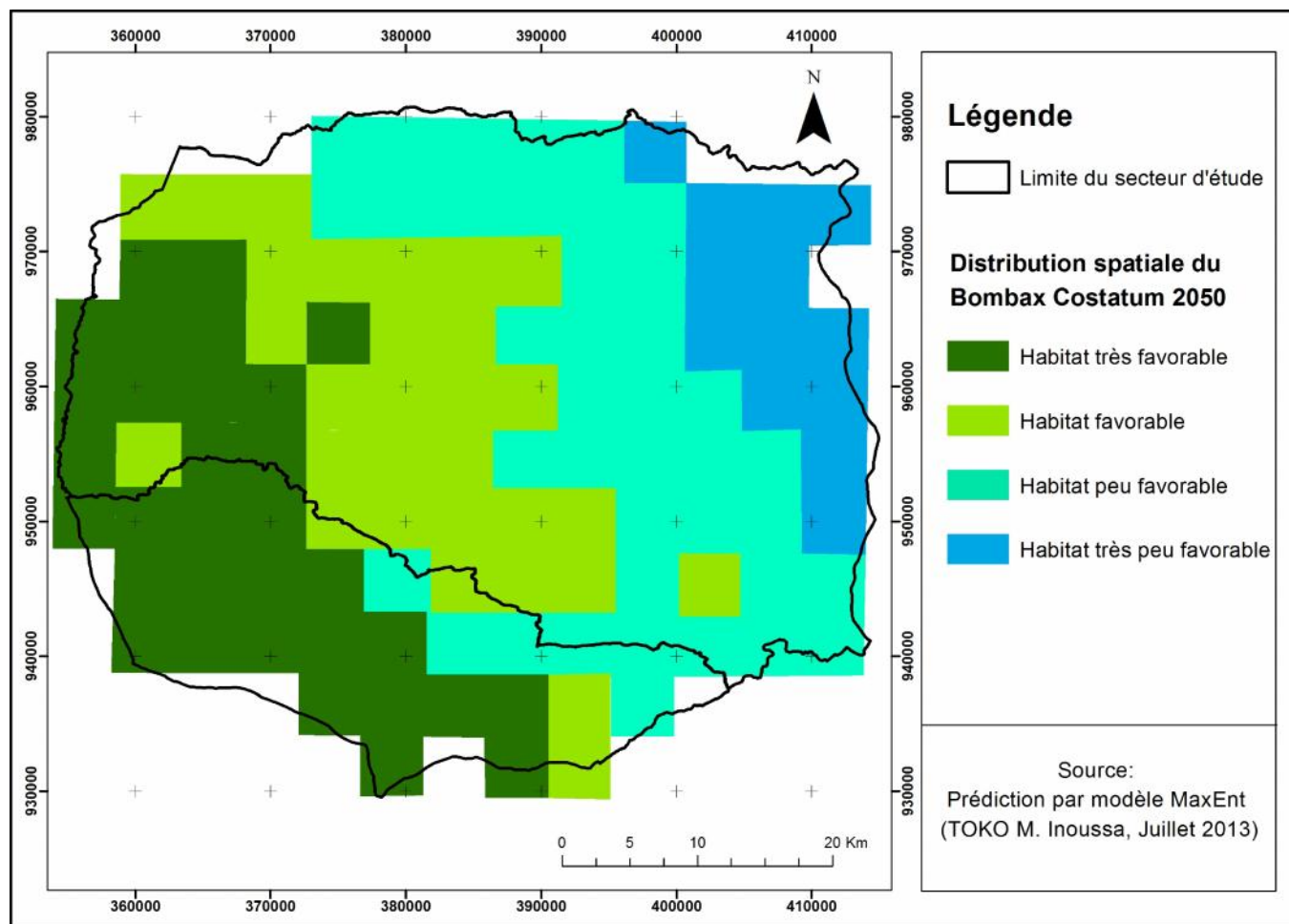


Figure 44. Distribution du *Bombax costatum* dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie en 2050

7.3. Validation du Modèle Maxent

La figure 45 présente le test de Jackknife sur l'importance des variables individuelles utilisées dans le présent modèle. Ce n'est qu'après ce test que le modèle a été validé.

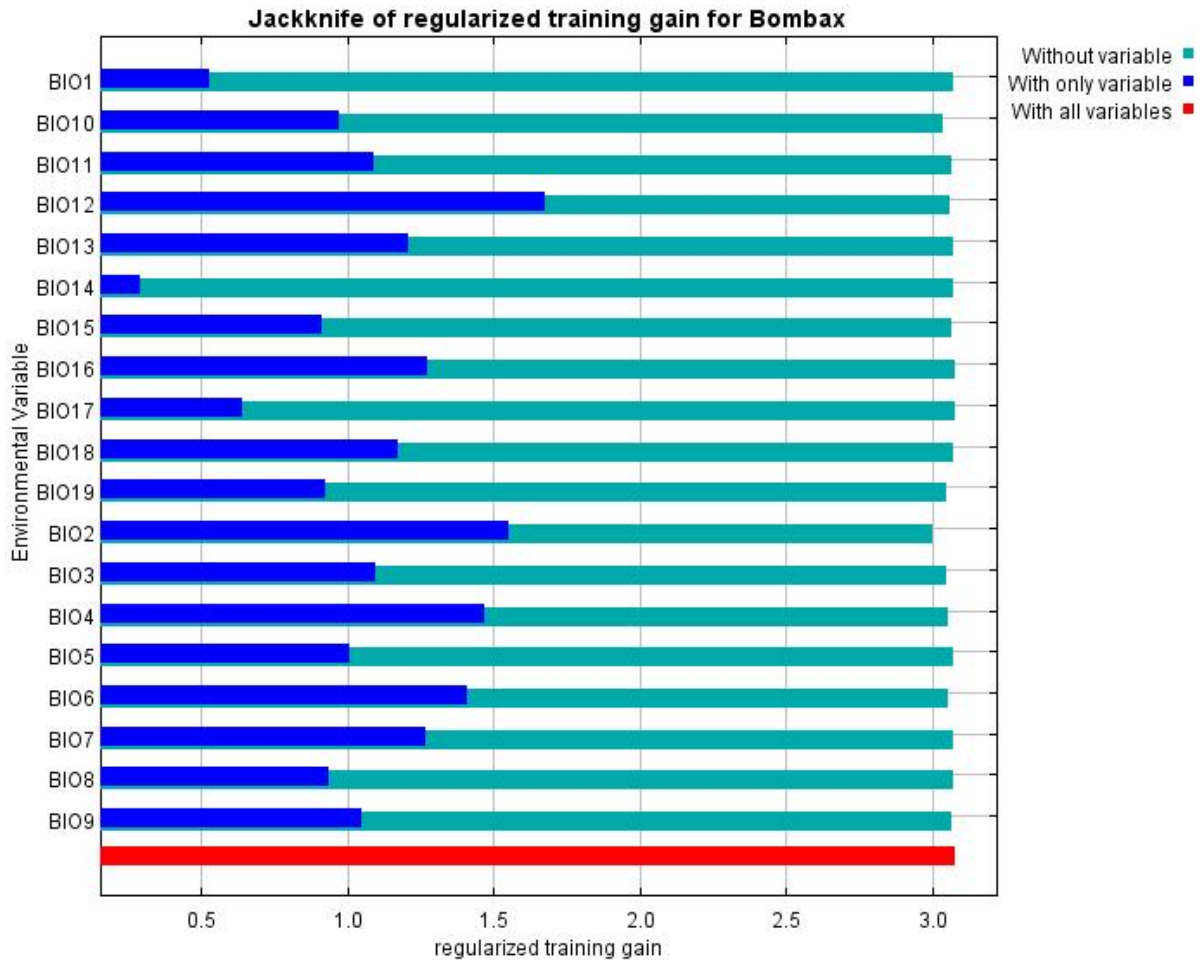


Figure 45. Test de Jackknife sur l'importance des variables environnementales individuelles utilisées dans le présent modèle

Pour chaque variable environnementale, la barre verte montre de combien le gain total est diminué si cette variable spécifique est exclue de l'analyse. Au contraire, la barre bleue montre le gain obtenu si une variable est utilisée isolément et les variables restantes sont exclues de l'analyse.

De l'analyse de la figure 45, il ressort que les variables telles que la précipitation annuelle (Bio 12), la variation journalière moyenne des températures (Bio 2), la saisonnalité de la température (Bio 4) et la température minimale du mois le plus froid (Bio 6), ont le plus contribué à la performance du modèle lorsqu'elles sont isolément utilisées.

Conclusion partielle

Les fortes valeurs de la calibration et du test indiquent que le modèle Maxent sur la prédiction de la distribution du *Bombax costatum* est performant. Ainsi ce modèle a permis de constater que l'aire potentielle de distribution du *Bombax costatum* qui était très importante en 2013 va se réduire en 2050, si le rythme de dégradation des îlots de forêts denses sèches se maintient.

Le test de Jackknife a également permis de comprendre que les variables environnementales individuelles utilisées dans le présent modèle telles que la précipitation annuelle, la variation journalière moyenne des températures, la saisonnalité de la température et la température minimale du mois le plus froid, ont beaucoup contribué à la performance de ce modèle lorsqu'elles sont isolément utilisées.

**TROISIEME PARTIE: FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES
SECHES : EVALUATION DE LA DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE,
CRITIQUE DES PROCESSUS ET DETERMINANTS, DEVENIR DE LA
BIODIVERSITE**

L'évaluation de la dynamique spatio-temporelle des îlots de forêts denses sèches, le processus et les déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches, la fragmentation des îlots de forêts denses sèches et l'avenir de la diversité floristique ont été discutés.

CHAPITRE VIII : EVALUATION DE LA DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES

La discussion dans ce chapitre porte sur, les aspects méthodologiques qui ont permis d'évaluer la dynamique spatio-temporelle des îlots de forêts denses sèches, les effets des activités anthropiques sur le paysage végétal et la structure spatiale des îlots de forêts denses sèches. Elle est également focalisée sur la dynamique du couvert végétal et les facteurs anthropiques responsables, les changements observés dans les cartes d'occupation des terres et les indices de structure spatiale calculés. Et enfin, le poids des résultats de la simulation sur l'état des îlots de forêts denses sèches aux horizons 2043 et 2073.

8.1. Aspects méthodologiques pour l'analyse de la dynamique du paysage

A partir des images satellitaires Landsat TM de 1986, ETM+ de 2006 et OLI-TIRS de 2013, toutes de 30 m de résolution spatiale, la présente étude a permis de montrer l'importance de la Télédétection et de l'Ecologie du Paysage dans la compréhension de la structure paysagère de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie. Dans ce cadre, des cartes d'occupation du sol et celles des îlots de forêts denses ont été réalisées. Les superficies de chaque unité d'occupation du sol ont été également extraites. Les superficies des forêts denses sèches ont permis de calculer les indices de structure spatiale. Les résultats de la présente étude montrent la pertinence des différentes méthodes utilisées pour l'étude de la dynamique paysagère. Ces résultats confirment ceux de certains chercheurs. Parmi lesquels Achard *et al.*, (1996) qui ont utilisé la télédétection et les données géospatiales pour la cartographie de la végétation et de l'occupation du sol. Il en est de même des travaux de Maman *et al.* (2011) sur la caractérisation et l'aménagement des écosystèmes. Ainsi que les nombreuses études sur la dynamique du Parc National du W du Niger (PNWN) de Couteron et Kokou (1992), Benoît (1998), De Wispelaere (2002), Barbier *et al.* (2006), Clerici *et al.* (2007). Et, de l'étude de Oyinloye (2008) sur l'évaluation et le suivi des forêts classées dans le sud-ouest du Nigéria.

Avec l'affinement progressif de la résolution spatiale des images (de 80 m en 1972 pour Landsat MSS, 10 m aujourd'hui pour Spot 5 en mode multispectral et jusqu'à 2,5 m en mode panchromatique), les études sur la déforestation au niveau local dans la zone intertropicale se multiplient. Ce qui a conduit à des analyses diachroniques pour expliquer l'évolution de la déforestation. En plus des enregistrements satellites, les photographies aériennes sont aussi utilisées par ces études. Tout ceci a permis une plus grande précision

dans le suivi de la déforestation (Tsayem *et al.*, 2001 ; Dibi N'Da *et al.*, 2008). Par exemple, pour la forêt dense humide de la région de Bertoua au Cameroun, les calculs réalisés sur les images Landsat TM font état d'un taux annuel de déforestation de 0,5 % (Mertens et Lambin, 1997). Pour la même région, l'analyse des photographies aériennes couplées aux images Landsat TM révèle une dynamique du couvert végétal caractérisée par une lente progression de la forêt aux dépens de la savane adjacente (Youta-Happi, 1998). Pour l'ensemble du Bassin du Congo, les calculs effectués par Duveiller *et al.*, (2008) sur les images Landsat, indiquent un taux de déforestation de 0,21 % par an et un taux de dégradation forestière (exploitation forestière par extraction du bois) de 0,15 % par an. Pour montrer l'importance de la Télédétection dans l'analyse des modifications et l'évaluation de la dégradation du couvert végétal, Hountondji (2008) souligne que le postulat fondamental de l'utilisation de la Télédétection Spatiale pour la détection du changement dans la couverture du sol résulte en fait d'un changement dans les valeurs spectrales.

8.2. Indices de structure spatiale

Dans la présente étude, les indices de structures spatiales calculés sont le nombre de taches c'est-à-dire le nombre d'îlots de forêts denses sèches, leur aire totale, l'aire moyenne, la dominance, l'indice de diversité de Shannon, l'indice de forme, l'indice de fragmentation et leur dimension fractale. Ces indices calculés pour les années 1986, 2006 et 2013 pour la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie, ont montré une augmentation croissante du nombre d'îlots de forêts denses ou taches (165, 217 et 4588 respectivement en 1986, 2006 et 2013) suivie d'une diminution de l'aire totale de ceux-ci (17,864 ha, 14,852 et 12,568 ha respectivement en 1986, 2006 et 2013). L'indice de forme a augmenté de 3486 en 1986 à 4707 en 2006 pour redescendre à 557 en 2013. L'indice de fragmentation quant à lui a chuté de 0,105 en 1986 à 0,013 en 2006 et légèrement augmenté à 0,018 en 2013. L'évolution croissante observée au niveau de la majorité des indices de structures spatiales calculés indique qu'au cours de la période d'étude les îlots de forêts denses ont connu d'importantes perturbations. Les faibles valeurs de la dimension fractale montrent que ces perturbations sont beaucoup plus d'origine anthropique. Ces résultats confirment ceux de Davidson (1998) et ceux de Bamba *et al.* (2010). En effet, les travaux du premier auteur ont révélé que la fragmentation entraîne une réduction de l'aire totale et une augmentation du nombre de taches, tandis que ceux des seconds ont montré que la fragmentation est un processus bien précis qui implique plusieurs paramètres et variables à considérer ensemble. Pendant que le nombre de taches augmente, les grandes taches sont morcelées, réduisant l'aire totale de la

classe. Tout ceci est occasionné par l'influence anthropique illustrée par la diminution des valeurs de la dimension fractale. En effet, avec l'intervention de l'Homme sur la végétation, les formes des taches deviennent plus régulières ; ce qui est quantifié par des valeurs plus faibles de la dimension fractale. L'existence de corrélation entre ces indices, même si elle indique une redondance de l'information, constitue un argument pour mettre en évidence le fait que les observations ne sont pas dues au hasard (Bogaert, 2003).

8.3. Dynamique du couvert végétal et facteurs anthropiques

Pour l'ensemble de l'occupation du sol de 1986, les forêts denses sèches sont bien représentées par des îlots de tailles variées dans la FCMK. Dans la zone périphérique, celles-ci sont faiblement représentées par quelques îlots de forêts denses sèches. Il faut noter aussi la presque inexistence des forêts galeries dans le secteur d'étude. Or ces dernières, à l'instar des forêts denses sèches, demeurent des habitats potentiels de certaines espèces ligneuses de très grande valeur commerciale. Parmi celles-ci, *Khaya senegalensis* est utilisé comme bois d'œuvre et *Bombax costatum* pour le coffrage lors des constructions des habitations. Tandis que les espèces telles que *Anogeissus leiocarpa*, *Pterocarpus erinaceus*, *Prosopis africana*, *Burkea africana*, *Isoberlinia doka*, *Terminalia avicennoides*, *Lophira lanceolata*, *Vitellaria paradoxa* et *Pseudocedrela kotschyi* constituent une très bonne matière première pour la fabrication du charbon de bois. Cette activité est florissante pour les populations riveraines du secteur d'étude.

Pour conclure, on peut dire que cette absence remarquable de forêts galeries et la présence de multiples fragments ou îlots de forêts denses sèches observées, sont les effets directs des actions anthropiques sur ces ressources végétales. Alors que dans le cas de 2006, ce sont les champs et jachères qui sont plus développés dans la zone périphérique, notamment dans les régions de Pira et Bobè. Cette nouvelle situation peut s'expliquer par le fait que déjà en 2006 le projet PAMF a démarré l'aménagement des forêts classées des Monts Kouffé, d'Agoua et de Wari-Marou. Les populations riveraines ont dès lors pris connaissance des limites réelles de l'aire protégée à travers les séries de sensibilisation. Les forêts denses sont fortement représentées dans la FCMK par un nombre plus important d'îlots de petites tailles. La presque inexistence des forêts-galeries dans le secteur d'étude est également remarquable. Cette absence remarquable de forêts-galeries et la présence de multiples îlots de forêts denses sèches de tailles réduites sont dues aux effets directs des fortes actions anthropiques (recherche de bois d'œuvre, fabrication de charbon de bois, etc.) sur ces ressources ligneuses.

L'occupation du sol de 2013 a révélé que les forêts denses sèches sont fortement représentées dans la forêt classée des Monts Kouffé par un nombre moins important d'îlots de forêts denses sèches de tailles variées et beaucoup plus petites qu'en 2006. La presque inexistence des forêts galeries dans le secteur d'étude en 1986 et 2006 est encore remarquée. On peut donc toujours soutenir, comme précédemment, que l'absence remarquable de ces unités d'occupation du sol jusqu'en 2013 et la présence de multiples îlots de forêts denses sèches de tailles de plus en plus petites, sont dues aux effets directs des actions anthropiques (recherche de bois d'œuvre, fabrication du charbon de bois, etc.) des localités riveraines de la forêt classée des Monts Kouffé sur les ressources végétales ligneuses. L'explication qu'on peut donner à cette situation est que l'éloignement des localités riveraines (Pira et Okouta-Ossé) n'a pas été favorable à une quelconque exploitation rationnelle des ressources végétales ligneuses.

De façon quantitative entre 1986 et 2006, le taux moyen annuel d'expansion spatiale élevé des champs et jachères (4,61%) peut s'expliquer par la pression démographique et la réduction du temps de jachère du secteur d'étude. Aussi, la valeur élevée (3%) de la progression observée au niveau de la savane arborée peut-elle s'expliquer par des programmes de reboisement exécutés par le projet PAMF qui, jusqu'en 2006 avait en charge l'aménagement de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie. Mais malgré les efforts de sensibilisation et de reboisement de ce projet, la forêt dense sèche, la forêt claire et la savane arbustive ont subi des actions anthropiques qui ont conduit à une évolution régressive de leurs taux d'expansion spatiale (tableau X).

Dans le secteur d'étude, c'est dans la forêt dense sèche et la forêt claire que les exploitants forestiers et les charbonniers exercent leurs activités, alors que les autres couches de la population se rabattent sur les savanes arbustives pour le bois de feu et le charbon de bois.

Pour la période 2006-2013, le taux moyen annuel d'expansion spatiale élevé des champs et jachères (18%) peut s'expliquer par l'accroissement de la population agricole active et la diminution de la durée de la jachère dans le secteur d'étude. Aussi, la valeur élevée (8 %) observée du taux annuel d'expansion au niveau de la savane arborée peut s'expliquer par des programmes de reboisement exécutés par le projet PAMF qui a eu en charge l'aménagement de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie jusqu'en 2006. Ici également les efforts de sensibilisation et de reboisement de PAMF ont été presque vains car, la forêt dense sèche, la savane boisée et la savane arbustive ont subi des attaques néfastes de la part des populations riveraines, ce qui a conduit à des taux moyens annuels d'expansion spatiale négatifs (tableau XIII). De même c'est au niveau de ces forêts denses sèches et forêts

claires que les exploitants forestiers et les fabricants de charbon (charbonniers) vont soit pour chercher du bois d'œuvre et de service, ou pour fabriquer le charbon de bois commercial au moment où les populations attaquent les savanes arbustives pour le bois de feu et le charbon de bois au bénéfice des ménages locaux et urbains.

Les modifications du couvert végétal observées sur les différentes cartes d'occupation des terres sont imputables, en partie, au moins, aux activités anthropiques (agriculture itinérante sur brûlis, exploitation anarchique du bois d'œuvre et de feu, fabrication du charbon de bois). Les conséquences de ces activités sont, entre autres, l'augmentation des superficies cultivées, la diminution de celles des espaces boisés et la fragmentation des îlots de forêts denses sèches. Tout ceci a conduit à la savanisation et à la modification de la structure et de la composition floristique des écosystèmes forestiers du secteur d'étude. Par ailleurs, cette situation ne sera pas sans effets négatifs sur la faune car les différentes formations végétales perturbées du milieu d'étude constituent l'habitat de cette faune.

En étudiant l'état de fragmentation du paysage dans la commune de Zagnanado au Bénin, Akpoyete (2014) a constaté que les forêts denses ont connu une diminution de leur superficie entre 1972 et 1990. Elles sont passées de 3539 à 2689 ha avec un taux annuel de régression de 2 %. L'analyse de la matrice de cette période lui a permis de noter que 850 ha de forêts denses ont été convertis en cultures et jachères. Le faible taux de conversion des forêts denses (24 %) montre bien le degré de protection de cette formation végétale qui est surtout représentée par les forêts sacrées. Ces différentes valeurs prouvent que les forêts denses connaissent une évolution essentiellement régressive.

En République Démocratique du Congo (RDC), UICN et ICCN (2012) soulignent que la destruction de l'habitat dans l'aire de répartition du bonobo (*Pan paniscus*) une espèce de singe, est essentiellement causée par l'agriculture de subsistance sur brûlis. Elle est plus intense là où la densité humaine est la plus élevée et croissante. Les installations humaines sont concentrées le long des axes de communication (routes et rivières). Ce schéma d'utilisation des terres cause une fragmentation progressive du massif forestier, mais la remise en état des infrastructures après la guerre, le lancement d'activités commerciales à vaste échelle (exploitation forestière commerciale, grands projets agricoles tels que les plantations de palmiers à huile, activités minières et pétrolières) ne fera qu'accentuer ce phénomène de fragmentation et de destruction de l'habitat tout en stimulant et facilitant le commerce de viande de brousse. La perte annuelle de forêts en RDC est faible par rapport à celles des forêts tropicales dans d'autres régions du monde (Hansen *et al.*, 2011), même si elle a connu une augmentation de 0,22 % par an de 2000 à 2005 et de 0,25 % de 2005 à 2010 (Potapov *et al.*,

2012). Entre 2000 et 2012, le taux brut de déforestation en RDC représentait 2,3 % de la surface forestière, augmentant de 13,8 % entre 2000 et 2005 d'une part et entre 2005 et 2010 d'autre part, surtout dans les forêts primaires, où le taux de déforestation a quasiment doublé à ces deux périodes (Potapov *et al.*, 2012).

En analysant une suite de facteurs comprenant les schémas d'utilisation des terres, les activités humaines et les conditions de l'habitat, Junker *et al.* (2012) ont estimé que les conditions adaptées au bonobo dans son aire de répartition ont diminué de 29 % depuis les années 1990. Sur son aire de répartition, les zones de plus forte déforestation se trouvent autour du réseau fluvial servant de système de communication, les rivières constituant la première voie d'accès aux forêts et de transport du bois et d'autres produits vers les agglomérations.

Ces résultats confirment ceux des chercheurs comme Bamba *et al.* (2008) qui, dans leurs travaux dans la province du Bas-Congo, sont parvenus à la conclusion que la baisse du taux des forêts secondaires est un signe de perturbation pour la restauration de l'écosystème forestier. Cette situation est due à des pratiques non durables du système agraire, pratiques consécutives à la pression démographique de plus en plus forte et à la réduction du temps de jachère.

8.4. Changements détectés sur les cartes et indices de structure spatiale calculés

Les changements détectés sur les différentes cartes d'occupation du sol ont été confirmés par les indices de structures spatiales calculés au niveau des classes de forêts denses sèches. En effet, sur la période d'étude, les différents indices de structure spatiale ont connu dans l'ensemble une augmentation de leurs valeurs ce qui traduit une influence négative des activités humaines sur les écosystèmes forestiers.

Les résultats ainsi obtenus rejoignent ceux de Bamba *et al.* (2008) qui dans leur recherche ont montré que le calcul des indices de structure spatiale permet de mettre en évidence la configuration spatiale des taches des classes dans le paysage étudié. Par ailleurs, l'analyse cartographique, grâce à la matrice de transition, a permis à ceux-ci de mettre en évidence les processus qui affectent le couvert végétal de leur milieu d'étude. Il s'agit d'abord, de la savanisation matérialisée par l'augmentation de l'aire totale des savanes et la formation de nouvelles savanes dans le paysage au détriment des formations forestières. La tendance d'évolution écologique vers un état climacique est alors compromise. Par ailleurs, on note que pour l'ensemble des indices calculés, les transformations sont beaucoup plus

amplifiées dans les classes de forêts denses et secondaires que dans les classes de savanes et, de jachères et champs.

Entre 1972 et 2006 au Nord du Bénin, les travaux de Mama *et al.* (2013) ont montré que la production agricole a induit des changements sur la structure spatiale du paysage. Les indices de configuration spatiale des taches des différentes classes qu'ils ont identifiées ont permis de mettre en exergue la dynamique spatio-temporelle dans le paysage. L'analyse de la matrice de transition a permis de déceler une dégradation des écosystèmes forestiers et savanicoles, une anthropisation marquée par l'augmentation de l'aire totale des champs et jachères et enfin, une faible tendance à la reprise de la végétation. La faiblesse du taux de restauration des forêts et savanes est un signe de perturbation de ces écosystèmes. Cette situation est provoquée dans la zone d'étude par une réduction du temps de jachère et une accélération des défrichements. La pression sur les forêts et les savanes se trouve également accentuée par les cultures vivrières qui viennent en tête de rotation sur les terres nouvellement défrichées.

Les pratiques ancestrales de conservation de la nature basées sur le développement du mythe et la peur ne sont plus respectées de nos jours à cause des mutations socioéconomiques des sociétés humaines. La dégradation des forêts est marquée par une fragmentation plus forte (Bamba, 2010). Arouna (2012) confirme la fragmentation des forêts à Djidja au sud du Bénin par l'agriculture, la carbonisation et l'exploitation forestière par les populations locales. Elle est marquée par une forte augmentation de la densité des taches ainsi que par une diminution de leur taille moyenne. Quant à l'indice de dominance, il décroît pour les classes de forêts et de savanes pendant qu'il s'accroît pour les classes de champs et jachères. Aussi, l'anthropisation est-elle remarquable par l'augmentation de l'aire totale des champs et jachères, et l'augmentation de l'indice de dominance de cette classe. Les amplitudes de la dynamique spatiale sont donc plus fortes dans les deux classes naturelles (forêts, savanes). En plus, les tendances observées entre les deux groupes de classes (groupes des forêts et savanes et champs jachères) évoluent en sens opposé. Ces résultats obtenus reflètent la réalité de la tendance de la dynamique du paysage dans cette partie du Bénin, où le passage d'une économie d'autosubsistance à une économie de marché, avec comme moteur la culture du coton, est à la base des changements sociaux qui se répercutent aussi sur le paysage.

Le constat le plus remarquable dans l'évolution de l'occupation du sol est l'évolution grandissante de l'emprise agricole qui s'accompagne d'une fragmentation (Bogaert & Hong, 2003) et d'une homogénéisation des paysages via l'agrandissement des taches agricoles (Sabatier *et al.*, 2010).

8.5. Poids des résultats de la simulation

Les valeurs négatives des superficies, résultats des projections et de la simulation (tableau XVII) signifient que théoriquement, les îlots de forêts sèches n'existeront plus dans le secteur d'étude en 2043 et 2073. Ces résultats méritent d'être pris en considération par les gestionnaires de la forêt classée des Monts Kouffé, les autorités locales et gouvernementales pour la planification des actions de préservation. Ils sont tous conviés à développer des stratégies adéquates pour éviter ou réduire les risques de déforestation car la conservation durable de ces écosystèmes s'avère indispensable surtout que ces derniers constituent actuellement des refuges potentiels de la diversité biologique tant faunique que floristique.

D'après ces projections et simulations, si la tendance de dégradation se maintient en 2043 et 2073, les îlots de forêts denses sèches vont disparaître dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie. Cette situation aura pour conséquence la disparition des habitats qui occasionne la perte de la biodiversité, la surexploitation des réserves forestières, l'érosion et la baisse de la fertilité des sols et en corollaire la baisse des rendements agricoles dans la zone périphérique de la forêt classée; cela entraînera la paupérisation de la zone et l'exode rural des jeunes vers d'autres lieux. La prise en compte du devenir de cette forêt doit être une priorité dans les actions de conservation des ressources naturelles au Bénin.

Conclusion partielle

Les résultats de la présente recherche, soulignent le rôle important de la géoinformation dans l'analyse de la dynamique de la végétation en général et de celle des îlots forestiers en particulier. Les indices de structure spatiale calculés ont permis d'appréhender les perturbations que connaissent les écosystèmes forestiers du milieu d'étude de même que leurs conséquences sur l'état des îlots de forêts denses et les espèces ligneuses. Les valeurs de l'indice de forme et de celles de la dimension fractale ont confirmé les répercussions négatives des actions des populations riveraines sur les îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie. La pression démographique du secteur d'étude a donc engendré cette pression anthropique sur les écosystèmes forestiers qui est à la base de la dynamique spatiale du paysage en général. La comparaison des résultats de la cartographie de l'occupation du sol et de ceux du calcul des indices de structure spatiale a permis de confirmer la dégradation de ces écosystèmes forestiers.

Au vu de tout ce qui précède, on peut dire que l'hypothèse 1 (Les îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie ont subi des fragmentations et connaissent une évolution essentiellement régressive) est alors vérifiée.

CHAPITRE IX : PROCESSUS ET DETERMINANTS DE LA FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES

Les points discutés dans ce chapitre sont relatifs aux perceptions des populations locales sur le processus et les facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches. La discussion sur les facteurs déterminants de la fragmentation des îlots forestiers a porté à la fois sur la nature et l'ordre d'importance de ceux-ci selon les différents groupes socio-culturels enquêtés.

9.1. Processus de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches

A travers la présente étude, la fragmentation des îlots de forêts denses sèches a été visible sur les cartes d'occupation du sol de 1986, 2006 et 2013. Il a été noté sur ces cartes, le morcellement des grands massifs de forêts en de multiples petits fragments déconnectés les uns des autres.

En 1986, le morcellement est remarquable aussi bien dans la zone périphérique qu'à l'intérieur de la forêt classée des Monts Kouffé. Ceci est sans doute dû à la méconnaissance des limites de la forêt classée par les populations riveraines qui exploitent les ressources ligneuses du milieu sans distinction pour satisfaire leurs besoins vitaux. L'effectif des fragments des îlots de forêts denses sèches a augmenté en 2006 malgré les efforts de protection engagés par le PAMF. Le processus de fragmentation a connu une accélération après l'intervention du PAMF comme en témoigne un très grand nombre de fragments de forêts denses sèches observés sur la carte d'occupation du sol en 2013. Ceci s'explique, sans doute, par le laxisme observé dans l'application de la réglementation forestière et dans la mise en œuvre du plan d'aménagement de cette forêt classée par l'administration forestière.

Les déterminants de changements d'utilisation du sol en milieu tropical ont été inventoriés à travers les travaux de différents chercheurs (Mertens *et al.*, 2000; Geist et Lambin, 2001; Serneels et Lambin, 2001; Verburg et Veldkamp, 2001 ; Soepboer, 2001 ; Willemen, 2002; Engelsman, 2002). Lambin *et al.* (2001) ont montré que la déforestation résulte de la culture itinérante sur brûlis, par les migrants agricoles ou les cultivateurs nomades traditionnels, l'extraction de bois de chauffage et la production de charbon de bois, la conversion des secteurs couverts de forêts pour le bétail, les opérations commerciales inefficaces, la fourniture d'infrastructures et les feux de végétation à grande échelle non contrôlés de forêt de nature exceptionnelle. Sounon *et al.* (2007) soutiennent également que la culture itinérante

utilisée dans les activités agricoles est la première cause de fragmentation des unités forestières dans la région de Wari-Marou au nord du Bénin qui est adjacente à la forêt classée des Monts Kouffé. Dans cette zone, la colonisation agricole a entraîné la multiplication de fermes agricoles et par conséquent, provoqué l'éparpillement des populations en quête de terres fertiles. Une fois qu'une parcelle est défrichée, les arbres et arbustes qui s'y trouvent sont détruits pour permettre aux cultures de profiter au maximum du rayonnement solaire. Les gros arbres et certains arbustes de taille importante sont détruits par le feu.

Selon Orékan (2007), les facteurs déterminants du changement de l'utilisation et de l'occupation des terres sont d'ordres biophysiques et socio-économiques. Ainsi, les déterminants biophysiques comprennent les caractéristiques et processus de l'environnement naturel (climat et ses variations, forme du terrain, topographie et processus géomorphologiques, éruptions volcaniques, succession des plantes, types et processus du sol, modèles de drainage, disponibilité des ressources naturelles). Les déterminants socio-économiques comprennent les facteurs et processus démographique, social, économique, politique et institutionnel (population et changement de population, structure industrielle et changement, technologie et changement technologique, famille, marché, corps variés du secteur public et règles et politiques liées, valeurs, organisation de communauté et normes, régime de propriété).

Le développement des modèles de changements d'utilisation des terres pour produire des projections exige, d'abord une bonne compréhension des causes principales de ces changements dans différents contextes géographiques et historiques (Lambin et Geist, 2002 ; Lambin et *al.*, 2003.). En classifiant les causes de la déforestation, Geist et Lambin (2001) ont notamment distingué les causes proches, fondamentales et autres causes comme catégories de déterminants. Les causes proches sont définies comme des activités humaines (utilisations du sol) qui affectent directement l'environnement et constituent ainsi des sources proches des changements. Elles sont vues pour fonctionner au niveau local. Les causes proches sont groupées dans trois grandes classes : expansion agricole (par exemple : expansion de terres cultivées et de pâturage), extraction de bois (par exemple : extraction de bois de chauffage, production de charbon de bois) et expansion des infrastructures (par exemple : règlements, transport, services publics). Les causes fondamentales (ou les processus sociaux) sont vues comme complexes des variables sociales, politiques, économiques, technologiques, et culturelles qui constituent des conditions initiales dans les relations humaines environnementales qui sont structurelles (ou systémiques) en nature. Ces deux niveaux de déterminant constituent les moteurs de la fragmentation des écosystèmes forestiers. Il est

important de souligner que les causes proches sont en réalité commandées par les causes fondamentales.

Selon UICN et ICCN (2012), en République Démocratique du Congo (RDC), l'exploitation forestière artisanale, l'exploitation forestière industrielle légale et l'exploitation forestière industrielle illégale contribuent à la fragmentation des écosystèmes forestiers. Ces différentes causes proches de la dégradation des écosystèmes forestiers en RDC sont en réalité soutenues par des options politiques et commerciales.

On pourrait penser que l'exploitation forestière artisanale ait un impact très faible dans la fragmentation des écosystèmes forestiers compte tenu du peu de moyens technologiques (tronçonneuses, haches et machettes) utilisés pour la coupe et la transformation de bois d'énergie domestique (bois de chauffe, charbon de bois) et de bois d'œuvre (planches et madriers sciés à la main ou à la tronçonneuse). Malgré l'absence de données empiriques, il ressort de l'exploitation forestière artisanale était répandue et correspondait aux zones d'occupation humaine. Comme il faut un accès routier ou fluvial pour transporter le bois, l'impact global de l'exploitation forestière artisanale peut diminuer à mesure que l'on s'éloigne des routes et des installations humaines. L'ampleur du déboisement autour des villes et des agglomérations est proportionnelle à leur nombre d'habitants.

En ce qui concerne l'exploitation forestière industrielle légale, l'ouverture de pistes forestières permet aux chasseurs commerciaux de pénétrer loin, et rapidement, dans les blocs forestiers. Elle permet également aux populations de s'installer le long des pistes pour faire de l'agriculture sur brûlis, ainsi augmentant la fragmentation du milieu. Enfin, les emplois créés par l'activité industrielle attirent du monde (emplois, services annexes, commerce) et créent une demande pour les produits forestiers, notamment la viande de brousse.

Enfin, l'exploitation industrielle illégale a des impacts négatifs encore plus importants car les dispositions légales (plans d'aménagement forestier, engagements sociaux) ne sont pas respectées. Cette situation entraîne une extraction excessive de bois (quantité, qualité et essences). Par ailleurs, les exploitants illégaux favorisent la chasse pour nourrir le personnel et le braconnage se transforme en activité commerciale.

Dans le cas de la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie, l'exploitation forestière est pratiquée par les tronçonneuses ; cette pratique est pourtant prohibée par le code forestier béninois (RB, 1993). Les exploitants forestiers et les charbonniers coupent les essences de valeur sans la prise en compte des diamètres minimaux d'exploitabilité et la périodicité des coupes (Afouda, 2006). Le premier impact de la carbonisation et de l'exploitation forestière

sur les écosystèmes forestiers est le quadrillage des forêts denses sèches qui étaient difficilement accessibles. Lorsque la coupe est terminée, les agriculteurs, les éleveurs et les cueilleurs de bois de chauffage prennent possession du terrain pour le transformer en domaines agricole et pastoral (Roper, 1999). Il est établi que le volume de bois exploité est proportionnel à la surface des défrichements cultureux (Monnier, 1981). La carbonisation et l'exploitation forestière dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie constituent un danger plus immédiat pour les forêts denses sèches et leurs espèces caractéristiques comme *Anogeissus leiocarpa* et *Bombax costatum*. L'exploitation forestière et la carbonisation, en détruisant les arbres et arbustes ont favorisé ainsi les défrichements agricoles et les pratiques pastorales dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie. Le processus de fragmentation des forêts denses sèches des Monts Kouffé est alors un ensemble de déterminants indirects et directs qui ont abouti à la mise en place d'une exploitation forestière incontrôlée qui favorise à son tour le développement de l'agriculture et de l'élevage. Les efforts de conservation de la forêt classée des Monts Kouffé doivent alors s'intéresser à tous les éléments qui interviennent dans le processus de fragmentation des forêts denses.

9.2. Perceptions des facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches selon les groupes socio-culturels et les catégories socio-professionnelles

Les facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches varient d'un groupe socioculturel à un autre et d'une catégorie socioprofessionnelle à une autre. Les groupes socioculturels Fon et Baatombu ont identifié l'érosion hydrique comme principal facteur de la fragmentation tandis que les Lokpa, les Mahi et les Fulfulbe (Peulh) ont estimé qu'il s'agit plutôt de la pauvreté des sols. Au niveau des catégories socioprofessionnelles, les cultivateurs ont considéré l'érosion hydrique comme principal facteur déterminant de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches. Les chasseurs, artisans et exploitants forestiers ont déclaré les feux tardifs, l'agriculture, l'exploitation du bois et la pression démographique comme facteurs déterminants de la fragmentation.

Il ressort de ces résultats que les facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches du secteur d'étude sont à la fois naturels et anthropiques. En effet, avec la poussée démographique dans le secteur d'étude, certaines activités destructrices des ressources ligneuses de la forêt classée se sont accrues. Il s'agit des activités comme l'exploitation du bois d'œuvre et de service et la fabrication du charbon de bois. Ces activités ont créé au sein des écosystèmes forestiers des trouées avec parfois des espaces dénudés de

toute végétation qui, à leur tour sont exploités par l'érosion hydrique. L'extension de ces trouées et des espaces dénudés engendre la fragmentation des îlots de forêts denses sèches.

Il est important de souligner que ces déterminants identifiés par les populations locales sont de nature empirique ; elles peuvent être alors nuancées. Dans l'ensemble, les facteurs déterminants de la fragmentation des forêts denses sont anthropiques. Cela se justifie par le développement spectaculaire du front agricole observé sur la carte d'occupation du sol de 2013. Le développement de ce front agricole peut s'expliquer par la croissance démographique. En effet, la population des villages riverains est passée de 8 647 habitants en 1992 (INSAE, 1994) à 29 143 habitants en 2014 avec une proportion importante d'actifs agricoles. L'érosion hydrique révélée comme un facteur important de la fragmentation des forêts denses peut être aussi considérée comme une situation résultant des observations très ponctuelles. En réalité, l'analyse des images satellites de 2013 ne confirme pas cette perception des populations locales.

Dans l'ensemble, ces résultats confirment partiellement ceux de l'UICN/PACO (2008) sur les aires protégées de Guinée. En effet, ces dernières sont soumises à de fortes pressions engendrées par l'agriculture, le pastoralisme, les feux de végétation, la pêche, les activités minières, le prélèvement des produits forestiers non ligneux, les conflits populations/parcs (dommages aux cultures et bétail/faune). En l'absence d'une persistance des pressions anthropiques, la régénération de la forêt est rapide. C'est pourquoi pour certains auteurs, lorsque le feu dévaste un secteur forestier de façon exceptionnelle, si aucun autre feu ne survient dans les mois ou les années suivantes, la régénération forestière est alors très rapide (Swaine, 1992). Cette régénération débute par un faciès particulier où dominant des grandes monocotylédones appartenant aux *Marantaceae* et *Zingiberaceae* et dans lesquelles la densité des arbres de type pionnier est faible ; ces derniers étant en effet étouffés par le développement de ces grandes herbacées (De Foresta, 1990).

Au total, dans la chaîne de fragmentation des forêts denses de la région des Monts Kouffé, plusieurs facteurs sont directement et indirectement liés. L'ensemble de ces facteurs alimente le processus de fragmentation des forêts denses. L'interaction de ces facteurs rend fastidieuse la détermination de l'unique élément responsable de la fragmentation des forêts denses. Ce qui paraît évident, c'est l'exploitation forestière et la carbonisation qui sont des premiers facteurs directs qui ouvrent la porte au développement de plusieurs activités destructrices des forêts denses et des autres formations naturelles.

Conclusion partielle

En somme, on peut noter que le processus de la fragmentation est basé sur le morcellement des massifs forestiers en plusieurs fragments. L'application non rigoureuse de la législation forestière et le plan d'aménagement dans la gestion de la forêt classée des Monts Kouffé a énormément contribué à la dégradation des îlots de forêts denses et à leur fragmentation.

Les principaux facteurs de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches semblent presque partout similaires. Cette fragmentation, selon les perceptions des groupes socio-culturels et socioprofessionnels est souvent effectuée suivant une durée différentielle dont l'origine est souvent anthropique. De même selon les populations enquêtées tous les facteurs n'ont pas la même importance dans la fragmentation des écosystèmes forestiers.

On peut donc en déduire que l'hypothèse N°2 (Le processus et les facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie varient selon les catégories socioculturelles et socioprofessionnelles du secteur d'étude) est alors confirmée.

CHAPITRE X : FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES ET AVENIR DE LA DIVERSITE FLORISTIQUE

La discussion a essentiellement porté ici sur quelques caractéristiques phytoécologiques du groupement à *Anogeissus leiocarpa* et *Diospyros mespiliformis* des forêts denses sèches. Les caractéristiques discutées sont relatives à la composition floristique, à la structure de ce groupement végétal et à sa diversité spécifique.

10.1. Composition floristique et diversité spécifique du groupement à *Anogeissus leiocarpa* et *Diospyros mespiliformis* des forêts denses sèches

La composition floristique et la diversité spécifique du groupement à *Anogeissus leiocarpa* et *Diospyros mespiliformis* des forêts denses sèches comportent 36 espèces ligneuses réparties en 26 genres et 25 familles. Parmi celles-ci, *Anogeissus leiocarpa* et *Diospyros mespiliformis* ont été notées comme espèces ligneuses dominantes et les familles les plus représentées ont été les *Patilionaceae* et les *Combretaceae*. Les valeurs moyennes de la richesse spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'équitabilité de Pielou sont respectivement $7,5 \pm 2,38$ espèces /placeau, $1,98 \pm 0,45$ bits et $0,82 \pm 0,08$. Les valeurs relativement faibles de la richesse spécifique et de l'indice de diversité de Shannon indiquent que ces derniers sont menacés par les effets néfastes soit du climat, soit des activités des populations riveraines (exploitation de bois d'œuvre et de service, fabrication du charbon de bois, bois de feux, agriculture itinérante sur brûlis, transhumance). La valeur de l'équitabilité de Pielou montre que les individus des différentes espèces sont régulièrement répartis.

Aussi, suite aux cas d'exploitation frauduleuse dans la forêt classée de Bassila y compris des installations clandestines de chantiers de carbonisation, Trekpo (2011) a recensé 69 espèces dans la forêt dense sèche à *Anogeissus leiocarpa* avec en moyenne 26 espèces par relevé. La présence remarquable d'espèces telles que *Anogeissus leiocarpa*, *Pouteria alnifolia*, *Zanthoxylum zanthoxyloides*, *Allophyllus africanus*, *Daniellia oliveri*, *Vitellaria paradoxa*. L'espèce caractéristique est *Anogeissus leiocarpa*. La richesse spécifique du peuplement ligneux est de 37 espèces dont les principales essences commercialisables sont : *Anogeissus leiocarpa*, *Dispyros mespiliformis*, *Khaya senegalensis*, *Milicia excelsa*, *Antiaris toxicaria*, *Cola gigantea*. La valeur de l'indice de diversité de Shannon calculé sur la base des ligneux recensés est de 3,02 bit avec une équitabilité de Pielou de 0,39. Il s'ensuit donc que pour le peuplement ligneux, la diversité est moyenne ($2,5 < H < 4$ bits). Il existe donc dans cette forêt dense sèche un nombre élevé d'individus pour un nombre moyen d'espèces. La

faible valeur (0.39) de l'équitabilité de Pielou traduit un effet de dominance. Pour ce qui concerne la diversité supraspécifique, le groupement à *Anogeissus leiocarpa* comporte au total 35 familles dont les plus représentatives sont les *Euphorbiaceae*, les *leguminosae*, les *Rubiaceae*, les *mimosoideae*, les *Moraceae*, etc.

Ces résultats confirment ceux des auteurs comme Sinsin (1994), Hahn-Hadjali (1998), Sinsin (2001) et Fournier *et al.* (2002) qui ont montré que les facteurs anthropiques perturbent fortement le fonctionnement des écosystèmes des aires protégées, engendrant ainsi la modification de la composition floristique et de la structure de la végétation. Dans le même ordre d'idées, Adler *et al.* (2001), Dumont *et al.* (2007) et Marion (2010) suite à leurs recherches ont soutenu que dans la région des Monts Kouffé, une caractéristique essentielle du pâturage extensif réside dans sa dimension hétérogène. Cette hétérogénéité est souvent évoquée pour expliquer son impact sur la diversité spécifique (Glenn *et al.*, 1992 ; Alados *et al.*, 2004; Sebastià *et al.*, 2008).

Cette situation qu'a connue la forêt classée des Monts Kouffé a été expliquée selon les mêmes auteurs, par l'absence de rigueur et de suivi dans l'application des textes, toutes choses liées aux pesanteurs socio-politiques du milieu.

10.2. Impacts de la croissance démographique et de l'agriculture sur la diversité floristique

Au Bénin, le taux d'accroissement de la population qui est de l'ordre de 3,2 % et ses corollaires sont l'augmentation des besoins des populations (Carr *et al.*, 2005), de même qu'une pression de plus en plus galopante de l'agriculture, de l'élevage, de l'exploitation forestière et de l'urbanisation sur les formations végétales (FAO, 2005). Adéyandjou (2011) a souligné l'impact de la dynamique de l'occupation du sol sur le couvert végétal dans la commune de Savè au Bénin. Il a montré que la transformation de l'espace se fait dans ce milieu d'une part par la pression foncière en rapport avec l'augmentation du nombre des colons agricoles et d'autre part, par la densité des activités des exploitants forestiers dont la fabrication du bois d'œuvre, la recherche du bois de feu et la fabrication du charbon de bois sont à l'origine de la destruction massive du couvert forestier. Il soutient que cette situation est complétée par la tendance à la généralisation des champs et jachères de même que les savanes à emprises agricoles. Pour lui, l'explication de cette tendance est l'existence d'une rente sociale et foncière contraignante aux colons avant leur accès à la terre. A ce rythme, si rien n'est fait de façon impérative, on assistera à la destruction totale de tous les îlots

forestiers tout comme dans les régions cotonnières du Borgou-Alibori (Banikoara, Gogounou, Ségbana,...).

Sounon *et al.* (2007) ont également montré que les impacts négatifs des activités agricoles sur la diversité floristique des forêts claires de la région de Wari-Marou, au centre du Bénin où les populations à majorité agriculteurs, pratiquent une culture itinérante sur brûlis dominée par celle des ignames. Dans les zones de fortes pressions démographiques telles que le long de la route Wari-Marou-Igbomakro, l'humanisation du paysage est presque totale, avec des empiètements dans la forêt classée. Ainsi, la forêt classée de Wari-Marou, par exemple, est prise d'assaut par les colons agricoles Wama et Bètèmaribè en provenance de la partie septentrionale du Bénin. Le même constat a été fait par Djodjouwin (2001) qui avait noté une occupation de cette forêt classée par les agriculteurs. L'ouverture de nouveaux champs se fait au détriment des espaces forestiers et de savanes. Il en résulte donc une réduction et une dégradation des espaces végétaux naturels. La plupart des études anciennes ou récentes montrent que le défrichement en forêt africaine entraîne une réduction de la densité du couvert ligneux (Aubréville, 1957 ; O.R.S.T.O.M., 1978 ; Pourtier, 1992) en liaison avec une modification de sa composition floristique (Nault, 1996 ; Pourtier, 1992) et conduit parfois à la savanisation (Kadouza, 1996).

Pour UICN et ICCN (2012), la croissance démographique en RDC est estimée à 2,6 % par an ce qui entraînerait un doublement de la population tous les 35 à 40 ans. Dans un contexte de pauvreté généralisée et de dysfonctionnement des services de l'Etat, cette croissance démographique élevée ne fait qu'intensifier les impacts négatifs sur l'habitat des bonobos sous forme de déforestation et d'exploitation et d'utilisation, non-durables des ressources naturelles. Il est important de noter que cette croissance est très récente ce qu'aucune action ne semble possible pour faire face à cette menace qui intensifie tous les autres facteurs. La RDC abrite la deuxième plus vaste forêt pluviale tropicale primaire du monde, un point chaud de biodiversité et un puits de carbone inestimable. Les forêts primaires sont devenues des monnaies d'échange lors des négociations internationales sur le climat et l'impact de la REDD+ devrait s'intensifier à mesure que la demande de produits dérivés de l'huile de palme augmente. Les plantations de palmiers à huile sont une cause majeure de destruction des forêts pluviales en Malaisie et en Indonésie. Des multinationales agricoles basées en Extrême-Orient visent aujourd'hui la RDC. Une ruée vers le biocarburant menacerait davantage cet écosystème fragile (Fitzherbert *et al.*, 2008; Senelwa *et al.*, 2012).

Pour pallier cette situation, une stratégie de concertation et de collaboration avec les acteurs locaux s'est avérée indispensable. Les acteurs locaux sont les populations vivant près des lieux où se trouvent les bonobos, ainsi que leurs représentants administratifs et coutumiers. Ce sont des acteurs clés avec qui il faut s'engager de manière concrète car la majorité de menaces identifiées sont issues de leurs activités (chasse, commerce de viande de brousse, défrichage). Cette stratégie doit viser des interventions en faveur de ces acteurs locaux afin de les amener à appuyer les activités de protection des bonobos dans le cadre d'un développement durable. Cette stratégie est clairement transversale à toutes les interventions pour lesquelles le succès n'est garanti que par une concertation et une collaboration avec les acteurs locaux. Si la résolution des problèmes socio-économiques des populations locales dans l'aire de répartition des bonobos dépasse de loin le cadre d'intervention de ce plan, il est néanmoins possible d'envisager des interventions ciblées, par une concertation et une implication des acteurs locaux, permettant de concilier préoccupations des populations locales et protection des bonobos. Les plans de zonage et d'utilisation des terres constituent une étape initiale importante et un cadre pour des initiatives telles que l'amélioration des techniques agricoles, l'utilisation durable des PFNL et le développement d'activités alternatives pour encourager la protection des bonobos.

L'état de dégradation inquiétant du couvert végétal a poussé plusieurs chercheurs, à réfléchir à la modélisation de la dynamique de l'occupation du sol. Ainsi dans la zone de Zagnanado, Akpoyete (2014) a constaté que l'examen des probabilités de transition dérivées des cartes d'occupation du sol de 1972, de 1990 et de 2012 montre que les probabilités de conversion des formations végétales naturelles en cultures et jachères et, en agglomérations sont les plus élevées. De ce fait sa prédiction du devenir du paysage à l'horizon 2052 annonce une réduction importante des superficies des formations végétales naturelles au profit des cultures et jachères et, des agglomérations avec comme supposition importante le maintien des pratiques actuelles de l'exploitation des ressources naturelles. Ces résultats contribuent à la validation de la tendance régressive des formations végétales au Bénin issus de plusieurs autres études basées sur la modélisation. Oloukoi *et al.* (2006) ont réalisé des projections relatives au devenir de la végétation vers un horizon 2010 et 2020 à partir des cartes d'occupation du sol de 1978 et de 1998 dans le Département des Collines au Bénin. Ces projections montrent que les agglomérations, les champs et les jachères connaîtront une augmentation de leur superficie au détriment des forêts claires et des savanes boisées, des forêts galeries et des savanes arborées et arbustives. Orékan (2007) en modélisant la

dynamique de l'utilisation et de l'occupation du sol à l'aide du modèle CLUE-s a montré que le Centre du Bénin connaîtra une déforestation complète d'ici l'horizon 2020 suivant le scénario 2 (environmental damage) du projet IMPETUS qui suppose un accroissement annuel de 6 % des terres agricoles. Toutes ces études malgré la diversité des modèles de simulation utilisés, montrent que le devenir de la végétation sera caractérisé par la régression des formations végétales naturelles au profit des cultures et des jachères.

Ces résultats devraient permettre donc de prendre des décisions pour freiner la tendance régressive des formations végétales dans le cadre général de l'aménagement du territoire.

Jacquemyn *et al.*, (2003) ont examiné les conséquences écologiques, démographiques et génétiques des pratiques de l'utilisation des terres agricoles et de la fragmentation sur la persistance à long terme de *P. vulgaris* (primose), une rare et pérenne herbe en baisse dans les Flandres (Belgique). L'analyse de la performance démographique de toutes les populations restantes ($n = 89$) a révélé une grande proportion de populations non viables caractérisées par une population de petites tailles et un recrutement de semis masculin limité. Pour montrer que l'ampleur de la performance démographique est liée à la variation génétique à la structure, à la richesse génétique, observée et hétérozygotie attendue, le coefficient d'inceste de Wright et F_{ST} ont été comparés entre populations sénescents, stables et dynamiques. Ces auteurs soulignent qu'aucune différence de ces mesures en rapport avec les types de population n'a été trouvée; les indicateurs portant plutôt sur des facteurs autres que la structure et la diversité génétique étaient impliqués dans la détermination de performance démographique des populations de primrose. Aucune relation significative n'a été trouvée entre hétérozygotie multilocalisation et composantes physiques liées à la taille des plantes adultes et au nombre de fleurs. Le succès reproductif a été positivement corrélé à la taille des populations et n'a pas montré de variation temporelle au-delà de deux années consécutives. L'examen du succès de recrutement (survie de semis masculin) sur des populations naturelles et expérimentales a révélé que la qualité de l'habitat a eu un grand impact sur le succès du recrutement. En particulier, des populations à côté des champs fertiles ont montré des taux de recrutement décroissants comparés aux populations situées dans les forêts ou à côté de savanes herbeuses, spécialement en absence de perturbations. Les résultats de ces auteurs indiquent que *P. vulgaris* est vulnérable à la détérioration de l'habitat associée aux changements dans l'utilisation du sol. Ces derniers suggèrent que la qualité de la matrice du paysage riverain serait plus importante à l'intérieur des caractéristiques de l'habitat, des qualités génétiques dans la détermination de la viabilité de la population. L'intégration des résultats de cette étude avec des données antérieurement rapportées sur des changements historiques dans la

distribution de série de priméroses dans les Flandres suggère que sous des conditions environnementales ce sera un déclin continu des deux, le nombre et la taille des populations.

10.3. Modélisation de la distribution spatiale des espèces

La modélisation des niches écologiques a souvent été citée comme un puissant outil pour cartographier la distribution actuelle et future des espèces et prédire l'impact des changements climatiques sur leur distribution (Fandohan *et al.*, 2013 ; Gbesso *et al.*, 2013). MaxEnt est un programme de modélisation de la distribution d'espèces à partir de la seule présence de leurs enregistrements. Pour les Ecologistes, dans une perspective statistique, le modèle MaxEnt fait des liaisons entre la structure du modèle, les décisions nécessaires dans la production d'une distribution modélisée, et la connaissance des espèces et des données qui peuvent influencer ces décisions (Elith *et al.*, 2011).

Cayuela *et al.* (2009), aspirent faire l'investigation des problèmes et potentialités de la modélisation de distribution des espèces (SDM) comme un outil de planification de conservation et politique de développement mis en place dans les régions tropicales. Ils ont revu 123 études publiées entre 1995 et 2007 dans cinq des plus importants journaux en Ecologie et Conservation, et examiné deux études de cas tropicales dans lesquelles la modélisation de distribution est couramment appliquée pour appuyer la planification de conservation. Ils ont aussi analysé les caractéristiques des données typiquement utilisées pour des modèles appropriés dans le contexte spécifique de modéliser la distribution des espèces d'arbre en Amérique Centrale. Les résultats obtenus montrent au plan méthodologique les nombreux rapports de SDM utilisés dans un contexte appliqué, pour asseoir des priorités de conservation, particulièrement dans les tropiques. La plupart des applications de SDM étaient conduites dans les régions tempérées et orientées vers certains organismes tels que les mammifères et les oiseaux. Les études sur les régions tropicales étaient moins aptes à être validées que celles conduites dans les régions tempérées. Des données non publiées provenant de deux principales études de cas tropicales ont montré que ces espèces sont dans le besoin d'actions de conservation. Précisément celles qui sont les plus rares ou les plus en danger, sont celles pour lesquelles SDM est le moins possible à être positive. Ils ont trouvé que seulement 15% des espèces d'arbre concernées par la conservation pouvaient être dépendamment modélisées en utilisant des données de source substantielle (Missouri Botanical Garden VAST database). Le manque de données limite la validation de modèle dans les zones tropicales, et restreint la valeur de SDM. Ainsi les auteurs de ces travaux ont conclu que la SDM a un avantage pour appuyer la conservation de la biodiversité dans les

tropiques, pour aider au développement des plans et stratégies de conservation, en identifiant les lacunes de connaissance, et en fournissant un outil d'examen des impacts potentiels du changement environnemental. Mais, pour que ce potentiel puisse pleinement être réalisé, les problèmes de qualité et de disponibilité des données ont besoin d'être surmontés. La faiblesse dans les ensembles de données biologiques courantes a besoin d'être systématiquement pris en compte par une augmentation de collecte des données d'enquête de terrain, une amélioration de l'échange des données et une augmentation de l'intégration structurelle des sources. Ceci doit inclure l'utilisation des bases de données distribuées avec des normes universelles, une intégrité référentielle et un rigoureux contrôle de qualité. L'intégration de la gestion des données avec les SDM aurait pu ajouter de la valeur à l'existence des ressources de données en améliorant le contrôle de leur qualité en compensant le manque de connaissances.

10.4. Distribution actuelle et future du *Bombax costatum*

Les résultats de modélisation montrent que globalement, l'aire de distribution, actuellement très favorable à l'espèce *Bombax costatum* dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie est principalement localisée à l'ouest et au sud-ouest. Le sud et le nord du secteur d'étude sont également favorables au *Bombax costatum*. Par contre, le sud-est et l'est de la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie sont respectivement peu et très peu favorables au *Bombax costatum*. Ces résultats montrent que la distribution spatiale du *Bombax costatum* est en partie liée aux caractéristiques topo-édaphiques du secteur d'étude. En effet, les parties où l'habitat du *Bombax costatum* est favorable, sont dominées par des sols sablo-graveleux avec par endroits des blocs de roche. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Toko (2008) dans le bassin supérieur de l'Ouémé où la répartition de la flore traduit fidèlement les conditions écologiques stationnelles.

En ce qui concerne les projections futures à l'horizon 2050, l'aire de distribution du *Bombax costatum* dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie serait très favorable au sud-ouest et favorable à l'ouest et au centre. Par contre, le nord-est et l'est de la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie sont très peu favorables au *Bombax costatum*. Tandis que le sud-est et le nord du secteur d'étude sont favorables à l'espèce. Il ressort de cette analyse que le changement climatique entrainera une diminution de la superficie de l'aire de distribution actuelle du *Bombax costatum* dans le secteur d'étude. Cette tendance à la baisse des aires de distribution serait due à une augmentation de la précipitation annuelle (Bio 12), de la variation journalière moyenne des températures (Bio 2), de la saisonnalité de la

température (Bio 4) et de la température minimale du mois le plus froid (Bio 6). Ces résultats sont conformes avec ceux de Pearson *et al.* (2003) et de Thomas *et al.* (2004) qui annoncent l'impact négatif des changements climatiques sur la diversité biologique. Par contre, ces résultats sont contraires à ceux de Fandohan *et al.* (2013) sur *Tamarindus indica*, Gbesso *et al.* (2013) sur *Chrysophyllum albidum* et Gouwakinnou (2013) sur *Sclerocarya birrea* qui ont obtenu une augmentation de l'aire de distribution des différentes espèces étudiées.

Actuellement, la plus grande contrainte pour la conservation de l'espèce *Bombax costatum* reste mineure vis-à-vis du changement climatique. Le défi actuel reste les diverses formes de pressions exercées sur l'espèce. Comme l'ont souligné Gbesso *et al.* (2013) et Houessou *et al.* (2012), la régression de *Chrysophyllum albidum* au Sud du Bénin est liée en grande partie à la destruction de l'habitat naturel de l'espèce aujourd'hui confiné dans les systèmes agroforestiers suite à l'urbanisation de plus en plus accélérée de cette partie du Bénin en rapport avec la croissance démographique galopante. De plus, la dynamique actuelle d'occupation des terres dans le secteur d'étude laisse déjà présager une régression des milieux naturels au détriment des habitats (Oloukoi, 2006).

Conclusion partielle

Les pressions anthropiques exercées par les populations riveraines sur les îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie ont modifié la composition floristique, la diversité spécifique et la structure diamétrique des espèces ligneuses.

Si dans un avenir proche, rien n'est fait pour contrôler rigoureusement ou stopper ces pressions, l'aire de distribution du *Bombax costatum* sera davantage réduite ; la disparition de l'espèce sera alors possible. D'autres espèces floristiques comme les essences de valeur utilisées pour les bois d'œuvre, de service, de fabrication de charbon et pour le pâturage aérien seront aussi concernées. La faune mammalienne ne sera également pas épargnée car la végétation constitue son habitat.

De tout ce qui précède, on peut déduire que les hypothèses 3 (La fragmentation des îlots de forêts denses sèches conduit à la disparition des essences de valeur de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie) et 4 (La modélisation de la distribution spatiale des espèces caractéristiques des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie prédit une réduction de la niche écologique de celles-ci) de l'étude sont alors confirmées.

CONCLUSION GENERALE, SUGGESTIONS ET PERSPECTIVES

La radioscopie du secteur d'étude a permis de faire une meilleure connaissance des composantes de l'environnement des Monts Kouffé et de sa périphérie dont certaines constituent des facteurs non négligeables dans le processus de la fragmentation des écosystèmes forestiers.

L'approche méthodologique de la présente recherche a été construite autour d'une méthodologie intégrée portant sur la Télédétection, les SIG, la Cartographie, l'Ecologie du Paysage, des outils d'analyse de la dynamique aux moyens des programmes "PontiusMatrix22" et "Intensity Analysis02" de Aldwaik et de Pontius, d'enquêtes socio-économiques, de la phytosociologie et de la modélisation à partir du modèle MaxEnt. Les 4 premières approches ont joué un rôle fondamental dans l'évaluation de la dynamique spatio-temporelle du secteur étudié. Elles ont permis, en particulier, d'établir les cartes d'occupation des terres en 1986, 2006 et 2013 et de calculer les superficies des îlots de forêts denses sèches. De ces superficies, les techniques de l'Ecologie du Paysage ont conduit au calcul des indices de structure spatiale. Il s'agit du nombre de taches (165 îlots de forêts denses sèches en 1986 ; 217 en 2006 et, 4588 en 2013.), de leur aire totale des taches (17.864 ha d'îlots de forêts denses sèches en 1986 ; 14.852 ha en 2006 et 12568 ha en 2013), de la dominance (14,97% en 1986 ; 5,39% en 2006 et 6,46 en 2013), de leur aire moyenne (108,26 ha en 1986 ; 68,44 ha en 2006 et 1,99 ha en 2013), de l'indice de Shannon (4,30 bits en 1986; 4,69 bits en 2006 et 6,24 bits en 2013), de l'indice de forme (3.486 en 1986 ; 4.707 en 2006 et 557 en 2013) et de l'Indice de fragmentation (0,105 en 1986 ; 0,013 en 2006 et 0,018 en 2013). Les programmes "PontiusMatrix22" et "Intensity Analysis02" de Aldwaik et de Pontius ont abouti à la mesure des intensités des changements de l'occupation des terres (en %) et leurs vitesses sur les deux intervalles de temps (1986-2006 /2006-2013).

Ces différents résultats traduisent une dynamique spatio-temporelle du secteur d'étude, marquée par trois changements majeurs : la fragmentation et la réduction des superficies des îlots de forêts denses, la savanisation de la forêt classée des Monts Kouffé et la progression des surfaces agricoles.

Les approches de phytosociologie ont permis de déterminer 5 groupements végétaux (forêts denses sèches, forêts claires, savanes arborées, savanes arbustives, champs et jachères) et leurs compositions. C'est ainsi que dans les forêts denses sèches 36 espèces ligneuses réparties en 26 genres et 25 familles ont été déterminées; *Anogeissus leiocarpa* et *Diospyros mespiliformis* constituant les espèces ligneuses dominantes. Les familles les plus représentées

sont les *Patilionaceae* et les *Combretaceae*. Les valeurs moyennes de la richesse spécifique, de l'indice de diversité de Shannon et de l'équitabilité de Pielou sont respectivement de $7,5 \pm 2,38$ espèces / placeaux, $1,98 \pm 0,45$ bits et $0,82 \pm 0,08$. La valeur de l'indice de Shannon indique une diversité faible en forêts denses sèches. Et celle de l'équitabilité de Pielou, montre une répartition régulière des individus. Les phanérophytes avec un spectre brut de 85 % et un spectre pondéré de 80 % sont les plus abondantes. Cet état de fait est un indicateur des bonnes conditions écologiques stationnelles. Les espèces plurirégionales (PA) et Afro-Tropicales africaines (AT) sont les types phytogéographiques abondants et les espèces plurirégionales (PA), Afro-Tropicales africaines (AT) et Soudano-Zambèziennes (SZ), les types biologiques de fortes dominances avec des spectres bruts respectifs de 35%, 28% et 15%.

L'analyse de la perception des populations locales a montré que l'exploitation forestière, les feux de végétation, l'agriculture, l'érosion hydrique et la pauvreté des sols sont les facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches. Les valeurs de calibration et du test de l'AUC (Area Under Curve) du Modèle MaxEnt sont respectivement de 0,990 et de 0,981. Ces fortes valeurs indiquent que le modèle sur la prédiction de la distribution du *Bombax costatum* est performant et bon. Les valeurs de calibration de l'AUC (0,990) sont plus élevées que celles de l'AUC (0,981) car pour la validation du modèle, le jeu de données initial a été scindé en deux groupes. La ligne oblique noire indique la prédiction aléatoire de la distribution géographique de *Bombax costatum* dans la forêt classées des Monts Kouffé et sa périphérie. Ceci s'explique par la répartition spatiale inégale par endroits (très favorable, favorable, peu favorable et très peu favorable) de la niche écologique de cette espèce caractéristique, due à l'inégal potentiel disponible de ces endroits.

Le test de Jackknife sur l'importance des variables environnementales individuelles utilisées dans le présent modèle, a montré que les variables telles que la précipitation annuelle, la variation journalière moyenne des températures, la saisonnalité de la température et la température minimale du mois le plus froid, ont le plus contribué à la performance du modèle lorsqu'elles sont isolément utilisées.

Les résultats de l'analyse factorielle de correspondances (AFC) entre les facteurs de fragmentation des forêts denses montrent que sur les deux premiers axes, le pourcentage des informations obtenues n'est pas le même pour les groupes socioculturels (98,94 %) et les catégories socioprofessionnelles (79,10%). C'est ainsi que pour les groupes socioculturels

Fon et Bariba, l'érosion hydrique est le principal facteur de fragmentation des forêts denses. Tandis que pour les Lokpa et les Peulhs, la cause est liée à la pauvreté des sols. De même, les groupes socioculturels estiment que la durée de la fragmentation des forêts denses est de 1 à 5 ans ; 5 à 10 ans pour certains et de 10 ans et plus pour d'autres. Alors que pour les catégories socioprofessionnelles cette durée est de 1 à 5 ans et de 5 à 10 ans seulement. Ces résultats constituent une alerte en direction des décideurs politiques, notamment le législateur pour corriger les effets de la dégradation observés.

L'intérêt et l'originalité des approches méthodologiques ici mis en oeuvre surtout réside dans leur complémentarité. En effet la combinaison avantageuse de la Géoinformation (Télédétection, SIG, Cartographie, Utilisation du GPS) et de l'Ecologie du Paysage, restent nécessaire dans toute étude sur la dynamique de la végétation.

La pertinence de ces approches et les résultats qui en découlent permettent de faire quelques suggestions et d'envisager des perspectives de recherches parmi lesquelles :

- une application sévère et contrôlée de la réglementation de l'exploitation forestière mise en place par l'Etat béninois ;
- ensuite la création d'emploi, l'octroi de formations d'entrepreneuriat aux populations urbaines et rurales et de prêts bancaires par l'Etat et ses partenaires pour une réduction progressive de l'utilisation du charbon de bois par les ménages au profit d'autres sources d'énergies ;
- une sensibilisation des populations locales sur le reboisement des espaces déboisés du secteur d'étude.

En termes de perspectives et par le biais de projets d'évaluation et de suivi des forêts denses sèches, sur financement de bailleurs de fonds soucieux de l'avenir de la biodiversité tropicale, l'application des approches méthodologiques à d'autres écosystèmes forestiers du Bénin (les forêts classées, les zones cynégétiques et les parcs nationaux) et le renforcement de leur robustesse feront l'objet de travaux futurs.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Achard F., Anseau C., Beaubien J., Defourny P., Jaton A., Lemieux G., Royer A. & Thomson K., 1996. La télédétection des forêts. In: AUPELF *et al.* (Editor). *Précis de Télédétection* Volume II. AUF, Québec, pp. 227-265.

Afouda F., 2006. Efficacité sociale et impact environnemental de l'économie du charbon dans la Commune de Djidja. *Rev. Sc. Env. Uni. Lomé (Togo)*, **1** :147-162.

Afouda F., Houssou S.C., Tenté B., Vissin E., Ogouwalé E., Totin H. & Yabi I., 2003. Economie du charbon et durabilité dans la Commune de Djidja. Rapport de consultation, PADeCOM/Zou, Abomey, 58 p.

Adeyandjou Y.O., 2011. Colonisation agricole et gestion des ressources naturelles dans la commune de Savè. Mémoire de DEA en Gestion de l'Environnement, spécialité Géoscience de l'Environnement et Aménagement de l'Espace. EDP/FLAS/UAC, Bénin, 85 p.

Adjonou K., Bellefontaine R. & Kokou K., 2009. Les forêts claires du Parc national Oti-Kéran au Nord-Togo : Structure, dynamique et impacts des modifications climatiques récentes. *Sécheresse*, **20** (1): 1-10.

Adler P. B., Raff D. A. & Lauenroth W. K., 2001. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia*, **128**: 465-479.

Aldwaik S. Z. & Pontius Jr. R. G., 2012. Intensity analysis to unify measurements of size and stationarity of land changes by interval, category, and transition. *Landscape and Urban Planning*, **106** : 103-114.

Akobundu I. & Agyakwa C. W., 1989. Guide des adventices d'Afrique de l'Ouest. IITA, Ibadan, Nigéria, 522 p.

Akoegninou A., Van der Burg W. J. & Van der Maesen L. J. G., 2006. Flore Analytique du Bénin. Backhuys Publishers, Wageningen, 1034 p.

Akoegninou A. & Akpagana K., 1997. Etude cartographique et dynamique de la végétation de l'aire classée de la colline de Savalou (Bénin). *J. Bot. Soc. Bot. Fr.*, **3** : 69-81.

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*, **463** : 18-20.

Akpoyete H.D., 2014. Etat de fragmentation du paysage dans la Commune de Zagnanado : situation actuelle et perspectives. Mémoire de DESS en Géosciences de l'environnement et développement durable. CIFRED, Université d'Abomey-Calavi, 81 p.

Alados C. L., Elaich A., Papanastasis V. P., Ozbekd H., Navarro T., Freitas H., Vrahnakis M., Larrosi D. & Cabezudo B., 2004. Change in plant spatial patterns and diversity along the successional gradient of Mediterranean grazing ecosystems. *Ecological Modelling*, **180** : 523-535.

Alimi R., 2002. Présentation de l'appui institutionnel de ROSE-Echanges/FTPP à la constitution de la fédération des confréries villageoises de chasseurs dans la région des Monts Kouffé. Communication lors de l'Atelier de réflexion sur l'élaboration de la stratégie de cogestion de la faune avec les institutions locales dans la zone du projet. MAEP-DGFRN-PAMF, Cotonou, Bénin, 15 p.

Arbonnier M., 2002. Arbres, arbustes et lianes des zones sèches d'Afrique de l'Ouest. CIRAD-MNHN, France, 574 p.

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. Thèse de doctorat, Université d'Abomey-Calavi, Bénin, 246 p.

Arouna O., 2005. Carte phytoécologique de la forêt classée de Wari-Marou au Bénin. Mémoire de DEA/GEN/EDP/FLASH/UAC, Bénin, 99 p.

Arouna O., 2002. L'exploitation des ressources biologiques et la dynamique de la forêt classée de l'Alibori supérieur (secteur de l'arrondissement de Bagou). Mémoire de maîtrise, DGAT/FLASH/UAC, 115 p.

Aubreville A., 1957. Accord à Yangambi sur la nomenclature des types africains de végétation. *Bois et forêts des tropiques*, **51** : 23-27.

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

Barima Y. S. S., Barbier N., Bamba I., Traoré D., Lejoly J. & Bogaert J., 2009. Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois et forêts des tropiques*, **299** (1): 15-25.

Bamba I., Mama A., Neuba D. F. R., Koffi K. J., Traore D., Visser M., Sinsin B., Lejoly J. & Bogaert J., 2008. Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Congo central (R. D. Congo). *Sciences & Nature*, **5** : 49-60.

Barbier N., Couteron P., Lejoly J., Deblauwe V. & Lejeune O., 2006. Self-organised vegetation patterning as fingerprint of climate and human impact on semiarid ecosystems. *J. Ecol.* **94** : 537- 47.

Benoît M., 1998. Statut et usages du sol en périphérie du parc national du « W » du Niger : Contribution à l'étude du milieu naturel et des ressources végétales du canton de Tamou et du Parc du « W ». Niamey : ORSTOM.

Bernier B., 1992. Introduction à la macroéconomie. Paris, Dunod, France, 217 p.

Berhaut J., 1971-1979. Flore illustrée du Sénégal. Ed. Clair Afrique, Dakar, Sénégal. Tome I-IX.

Berhaut J., 1967. Flore du Sénégal. 2^e éd. *Clair Afrique*, Dakar, 485 p.

Bogaert J. & Mahamane A., 2005. Ecologie du paysage : cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, **7** : 39-68.

Bogaert J., 2003. Lack of agreement on fragmentation metrics blurs correspondence between fragmentation experiments and predicted effects. *Conservation Ecology* **7** (1) [en ligne] : <http://www.ecologyandsociety.org/vol7/.../resp...>).

Bogaert J., Zhou L., Tucker C. J., Myneni R. B. & Ceulemans R., 2002. Evidence for a persistent and extensive greening trend in Eurasia inferred from satellite vegetation index data. *J. Geophys. Res.* **107**:14.

Bogaert J., Rousseau R., Van Hecke P. & Impens I., 2000. Alternative area-perimeter ratios for measurement of 2D shape compactness of habitats. *Applied Mathematics and Computation*, **111**: 71-85.

Braimoh A.K., 2004. Modeling land-use change in the Volta Basin of Ghana. Thesis, Center for Research Development (ZEF), University of Bonn, Bonn, 159 p.

Briassoulis H., 2000. Analysis of Land-use Change: Theoretical and Modeling Approaches. The web book of regional science. West Virginia University, Regional Research Institute, Morgantown, <http://www.rri.wvu.edu/WebBook/Briassoulis/contents.htm> (January 2005).

Braun-Blanquet J., 1932. Plant sociology : The study of plant communities (Fac simile of the edition of 1932). Translated by Fuller G. D. and Conard H. S. New-York : Hafner Publishing Company, 439 p.

Brown D. G., Aspinall R. & Bennett D. A., 2006. Landscape Models and Explanation in Landscape Ecology – a Space for Generative Landscape Science ? *Professional Geographer*, **58** (4) : 369-382.

Brunel J. F., Hiepko P. & Scholz H., 1984. Flore analytique du Togo. Phanérogames, GTZ. Eds. Eschborn, Berlin, 751 p.

Burel F. & Baudry J., 1999. Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications. *Tec & Doc*. Paris, France, 359 p.

Cabral P., 2006. Etude de la croissance urbaine par Télédétection, SIG et modélisation. Le cas des Concelhos de Sintra et Cascais (Portugal). Ecole des Hautes Etudes en Sciences Sociales. Instituto Superior De Estatística E Gestãode Informação -Universida De Nova Dee Lisboa. Thèse de Doctorat. Discipline : Mathématiques et Applications aux Sciences Sociales, 195 p.

Carr L. D., Suter L. & Barberi A., 2005. Population dynamics and tropical deforestation: state of the debate and conceptual challenges. *Population and Environment*, **27** (1): 89-113.

Carr D., 2004. "Proximate Population Factors and Deforestation in Tropical Agricultural Frontiers" *Population and Environment*, **25**(6), 585-612.

CeRPA-Bantè., 2005. Plan de campagne agricole 2004-2005. Rapport technique. Bantè, Bénin, 15 p.

Clerici N., Bodini A., Eva H., Grégoire J. M., Dulieu D. & Paolini C., 2007. Increased Isolation of Two Biosphere Reserves and Surrounding Protected Areas (WAP: W-Arly-Pendjari, Ecological Complex, West Africa). *J Nat Conserv*, **15** : 26-40.

Couteron P. & Kokou K., 1992. Parc National du W (Niger) : typologie et cartographie de la Végétation du Parc National et de la réserve de faune de Tamou. Montpellier : Engref-Unesco. Collet, C., 1992, Systèmes d'information géographique en mode image. Lausanne, Presses polytechniques et universitaires romandes, *Col. Gérer l'environnement*, n°7, 186 p.

Cuny P. & Sorg J. P., 2003. Forêt et coton au sud du Mali : cas de la commune rurale de Sorobasso. *Bois et Forêts des Tropiques*, **276** : 17-31.

Daget P. & Godron M., 1979. Vocabulaire d'écologie. Hachette, Paris, France, 300 p.

Davidson C., 1998. Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Soc. Bul.* **26** :32-37.

De Foresta H., 1990. Origine et évolution des savanes intramayombiennes (Congo). II. Apports de la botanique forestière. In Lanfranchi R. & Schwartz D. (eds.). Paysages Quaternaires de l'Afrique Centrale Atlantique, Paris : ORSTOM, pp. 326-335.

De Wispelaere G., 2002. Cartographie de la végétation du complexe du «W». Montpellier : Cirad _éd.

Dibi N'Da H., Kouakou N'Geussan E., EgnankouWadja M. & Affian K., 2008. Apport de la télédétection au suivi de la déforestation dans le Parc National de la Marahoué (Côte d'Ivoire), *Revue Télédétection*, pp.17-34.

- Dossou P. J., Allagbe B. Y. S., De-Souza T., Noudaikpon G. & Tovissohe N. A., 2011. Evolution et impacts de l'occupation des terres sur le littoral béninois : le cas de la Commune de Sèmè-Podji. Rapport de projet. VADID (Volontaires d'Action pour le Développement Intégré et Durable), Bénin, 54 p.
- Djègo J. G. M., 2007. Phytosociologie de la végétation de sous-bois et impact écologique des plantations forestières sur la diversité floristique au sud et au centre du Bénin. Thèse de Doctorat, FLASH, Université d'Abomey-Calavi, Bénin, 388 p.
- Djodjouwin L. R., 2001. Etude sur les aménagements écotouristiques et la gestion pastorale dans les terroirs et forêts classées des Monts Kouffé et de Wari-Marou. Mémoire de DESS/DAGE/FSA/UAC. Abomey-Calavi, 102 p.
- Ducrot D., 2005. Méthodes d'analyses et d'interprétation d'images de télédétection multi source. Extraction de caractéristiques du paysage. Mémoire de recherche. INP, Toulouse, France, 216 p.
- Dufrene M. & Legendre P., 1997. Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecol. Monogr.*, **67** (3): 345-366.
- Dumont B., Rook A. J., Coran Ch. & Röver K. U., 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 2. Diet selection. *Grass and Forage Science*, **62** : 159-171.
- Duveiller G., Defourny P., Desclée B. & Mayaux P., 2008. Deforestation in Central Africa : Estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically-distributed Landsat extracts. *Remote Sensing of Environment*, **112** : 1969-1981.
- Duvigneaud P., 1949. Les savanes du Bas-Congo. Essai de phytosociologie topographique. *Lejeunia*, N°10, 192 p.
- Elith J., Phillips S. J., Hastie T., Dudi'k M., Chee E. Y. & Yates C. J., 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. Biodiversity Research. *Diversity and Distributions*, (*Diversity Distrib.*), **17**: 43-57.

Ehlers M., Jadcowski M. A., Howard R. R. & Brosluen D. E., 1990. Application of SPOT data for regional growth analysis and local planning. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **56** : 175-180.

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.* **17**(3), 450-462.

FAO, 2005. Evaluation des ressources forestières. Rapport national du Bénin. FAO, 17 p.

FAO, 2002. Les forêts et le secteur forestier : cas du Bénin. <http://www.fao.org/forestry/country/57478/fr/ben/>.

FAO, 2001. Situation des forêts du monde. Rome, FAO, 181 p.

Forest Peoples Programme, 2008. Projets mondiaux de « déforestation évitée » : aux dépens des populations agro forestières ? *Alternatives Sud*, **15** : 81-104.

FAO, 1999. Recherches actuelles et perspectives pour la conservation et le développement. Département des forêts FAO, Rome, Italy. <http://www.fao.org/docrep/X2161F/X2161F00.htm>.

Fournier A., Yoni M. & Zombre P., 2002. Les jachères à *Andropogon gayanus* en savane soudanienne dans l'ouest du Burkina Faso: flore, structure, déterminants et fonction dans l'écosystème. *Etudes flor. Vég. Burkina Faso*, **5** : 3-32.

Forman R. T. T., 1995. Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Fung T. & Le Drew E., 1987a. Application of principal components analysis on change detection. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **53** (1-2) : 1649-1658.

Fung T. & Le Drew E., 1987b. Land cover change detection with Landsat MSS and TM data in the Kitchener-Waterloo area, Canada Technical Papers of the ASPRS-ACSM Annual Convention. American Society of Photogrammetry and Remote Sensing and American Congress on Surveying and Mapping, Falls Church. *Virginia*, **6** : 81-89.

Franquin P., 1969. Analyse agroclimatique en régions tropicales. Saison pluvieuse et saison humide. Applications. *Cah. ORSTOM, sér. Biol.* **9**: 65-95.

Gbesso F.H.G., Tente B.H.A., Gouwakinnou N.G. & Sinsin B.A., 2013. Influence des changements climatiques sur la distribution géographique de *Chrysophyllum albidum* G. Don (Sapotaceae) au Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* **7**(5): 2007-2018.

GECOPA, 2004. Gestion écosystémique et écologie du paysage. <http://gecos.epfl.ch/gecopa/defpaysage.shtml>.

Glèlè Kakaï R. & Bonou W., 2010. Modélisation et interprétation des structures en diamètre et en hauteur des peuplements forestiers, note de recherche FSA, UAC, Abomey-Calavi, 21 p.

Glenn S. M., Collins S. L. & Gibson D. J., 1992. Disturbances in tall grass prairie: local and regional effects on community heterogeneity. *Landscape Ecology*, **7** : 243-251.

Gobin A., Campling P. & Feyen J., 2002. Logistic modelling to derive agricultural land-use determinants: a case study from southern Nigeria. *Agriculture Ecosystems and Environment*, **89** : 213-228.

Gonzalez M., 2006. Effets des perturbations et de la fragmentation sur la diversité végétale forestière. Thèse de Doctorat. Ecole Doctorale SEVAB (Toulouse), France, Résumé, 1 p.

Gouwakinnou G.N., 2013. Using niche modelling to plan conservation of an indigenous tree species under changing climate : example of *Sclerocarpa birrea* in Benin, West Africa. Research and Development in Sub-Saharan Africa.

Griffits G. H., 1988. Monitoring urban change from Landsat TM and Spot satellite imagery by image differencing. Proceedings of the International Geoscience and Remote Sensing Symposium European Space Agency, Paris, **1** : 493-497.

Hahn-Hadjali K., 1998. Les groupements végétaux des savanes du sud-est du Burkina Faso (Afrique de l'Ouest). *Etudes flor. Vég. Burkina Faso*, **3**: 3-79.

Hansen M.C., Stehman, S.V. & Potapov P., 2011. Quantification of global gross forest cover loss. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **107**: 8650–8655.

Hargis C. D., Bissonnette J. A. & David J. L., 1997. Understanding measures of landscape pattern : 231-261. In Bissonnette J. A. (ed.). *Wildlife and landscape ecology*. Springer, New York.

Heymans J. C., 2000. Management des Aires protégées et des zones périphériques. Note de cours, DES sciences Naturelles Appliquées et Ecodéveloppement. Université de Liège. Faculté de Médecine Vétérinaire. Institut Vétérinaire Tropical, Liège, Belgique, 76 p.

Houinato M. R. B., 2001. Phytosociologie, écologie, production et capacité de charge des formations végétales pâturées dans la région des Monts Kouffé (Bénin). Thèse de doctorat, Faculté des Sciences, Laboratoire de Systématique et Phytosociologie. ULB, Belgique, 241 p.

Houndagba C. J., Tenté B. A. & Guédou R., 2007. Dynamique des forêts classées dans le cours moyen de l'Ouémé (Kétou, Dogo, Ouémé-Boukou) au Bénin. In Fournier A., Sinsin B. & Mensah G. A., 2007. Quelles aires protégées pour l'Afrique de l'Ouest, (eds) Livre du premier séminaire sur l'aménagement et la gestion des aires protégées en Afrique de l'Ouest, Parakou, 14-19 avril 2003. *IRD éd*, Paris, France, pp 369-380.

Hountondji Y. C. H., 2008. Dynamique environnementale en zones sahélienne et soudanienne de l'Afrique de l'Ouest : Analyse des modifications et évaluation de la dégradation du couvert végétal. Département des Sciences et Gestion de l'Environnement Faculté des Sciences. Université de Liège, Liège, Belgique. 131 p.

Hutchinson J. & Dalziel J. M., 1954, 1958, 1963, 1968, 1972. Flora of West Tropical Africa. Crown Agents for Overseas Governments and Administrations, Londres, vol. 1 à 3: Vol. 1, tomes 1 & 2, 828 p., Vol. 2, 544 p., Vol. 3, tomes 1 & 2, 852 p.

INSAE / BCR, 1994. Deuxième Recensement Général de la Population et de l'Habitat de 1992. La population du Zou, villages et quartiers de ville. Cotonou, Bénin, 52 p.

INSAE, 1994. Recensement Général de la Population et de l'Habitation (RGPH2). La population de l'Atacora. Cotonou, Bénin, 45 p.

INSAE / BCR, 2003. Troisième Recensement Général de la Population et de l'Habitat de 2002. La population du Zou, villages et quartiers de ville. Cotonou, Bénin, 63 p.

INSAE-Bénin/RGPH-2002. Troisième Recensement Général de la Population et de l'Habitation de 2002.

INSAE, 2014. Recensement Général de la Population et de l'Habitation (RGPH4). La population de l'Atacora, résultats provisoires. Cotonou, Bénin, 45 p.

INSAE, 2014. Recensement Général de la Population et de l'Habitation (RGPH4). La population de des Collines, résultats provisoires. Cotonou, Bénin, 45 p.

Jensen J. R., 1996. Introductory digital image processing : a remote sensing perspective, 2nd ed., Prentice Hall, Upper Saddle River, *New Jersey*, 316 p.

Jensen J. R., 1986. Introductory digital image processing: a remote sensing perspective. Prentice -Hall, Englewood Cliffs, *New Jersey*, 379 p.

Jensen J. R., 1983. Chapter 30 – Urban and suburban land use analysis. in Colwell, R. N. (éd.), *Manual of Remote Sensing 2^{ed}. American Society of Photogrammetry and Remote Sensing, Falls Church, Virginia, 2* : 1571-1666.

Johnson N. L. & Kotz S., 1970. Distributions in Statistics: Continuous Univariate distributions. John Wiley & Sons, New York, 162 p.

Junker J., 2012. Recent decline in suitable environmental conditions for African great apes. *Diversity and Distributions* **18**: 1077–1091.

Kates R.W., Turner Ii, B.L. & Clark W.C., 1990. The Great Transformation. *The Earth as Transformed by Human Action*. Turner Ii, B.L., Clark, W.C., Kates, R.W., Richards, J.E., Mathews, J.T. and Meyer, W.B.E. Cambridge, Cambridge University Press: 1-17.

Kaimowitz D. & Angelsen A., 1998. Economic Models of Tropical Deforestation. *A review*. Bogor, Indonesia, Center for International Forestry research, Pages.

Kerle N. & Van Wyk de Vries B., 2001. The 1998 debris avalanche at Casita volcano, Nicaragua-Investigation of structural deformation as the cause of slope instability using remote sensing. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, **105** : 49-63.

Koffi K. J., 2008. Analyse des structures spatiales des données de distribution phytogéographique des Acanthaceae en Afrique centrale. Thèse de Doctorat. Faculté des

Sciences, Ecole interfacultaire de bioingénieurs, Service d'Ecologie du paysage et systèmes de production végétale. Université Libre de Bruxelles, Université d'Europe, Belgique, 170 p.

Koutchika R. E., 2009. Etat et interactions des modes d'occupation des terres (Coton Transhumance-Bois sacrés) dans la commune de Glazoué. Mémoire de DEA, FLASH, UAC, Abomey-Calavi, Bénin, 79 p.

Krummel J. R., Gardner R. H., Sugihara G., O'Neill R. V. et Coleman P. R., 1987. Landscape pattern in a disturbed environment. *Oikos*, **48** : 321-324.

Lambin E.F., Geist H.J. & Lepers E., 2003. Dynamics of Land-Use and Land-Cover Change in Tropical Regions. *Annu. Rev. environ. Resour*, **28** : 205-241.

Larrere C. & Larrere R., 1997. Du bon usage de la nature. Pour une philosophie de l'environnement. Aubier, Paris, France, 355 p.

Lebrun J-P. & Stock A. L., 1991-1997. Enumérations des plantes à fleurs d'Afrique tropicale. *Conser. et Jard. Bot.* Genève, Vol. **I-IV**.

Lejoly J. & Richel T., 1997. Codification de la flore d'Afrique occidentale. Laboratoire de Botanique Systématique et de phytosociologie, Université Libre de Bruxelles, 94 p.

Le Tacon F., Selosse M. A. & Gosselin F., 2000. Biodiversité, fonctionnement des écosystèmes et gestion forestière. Première partie. *Rev. For. Fr.* **LII-6**: 477-496.

Lillesand T. & Kiefer R., 1994. Remote Sensing and Image Interpretation. John Wiley & Sons, Inc., New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore.

McCune B. & Mefford M. J., 1999. Pc-ord. Multivariate analysis of ecological data, version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR, US.

Maggi M., 2005. Which indicators for monitoring forests within Alpine Natura 2000 sites? Thèse de Doctorat en Sciences de l'Environnement. Ecole Nationale du Genie Rural, des Eaux et des Forêts, Paris, France, 268 p.

McCarthy L., 2009. Off the Mark? Economic Efficiency in Targeting the Most Marketable Sites rather than Spatial and Social Equity in Public Support for Brownfield Redevelopment, *Economic Development Quarterly*, **23** (3): 211-228.

McGarigal K. & Marks B. J., 1995. Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Structure. Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station General Technical Report PNW-GTR-351. Oregon, USA. http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/gtr_351.pdf.

Maman M. I., Mahamane A., Mbow C., Saadou M. & Bachmann Y., 2011. Dynamique spatio-temporelle des forêts claires dans le Parc national du W du Niger (Afrique de l'Ouest). *Sécheresse*, **22** : 108-116.

Marion B., 2010. Impact du pâturage sur la structure de la végétation: interactions biotiques, traits et conséquences fonctionnelles. Thèse de Doctorat/Université de Rennes 1, sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne.

MEHU & PNUD, 2002. Stratégie nationale et plan d'action pour la conservation de la diversité biologique du Bénin. Cotonou, Bénin, 44 p.

Serneels S. & Lambin F.E., 2001. Proximate causes of land-use change in Narok District, Kenya: a spatial statistical model. *Agriculture Ecosystems and Environment*, **85** : 65-81.

Mertens B. & Lambin E. F., 1997. Spatial modelling of deforestation in southern Cameroon. *Applied Geography*, **17** (2): 143-162.

Monmonier M. S., 1974. Measures of pattern complexity for choroplethic maps. *American Cartographer*, **1**: 159-169.

Monnier Y., 1981. La poussière et la cendre : paysages, dynamique des formations végétales et stratégies des sociétés en Afrique de l'Ouest. ACCT, Paris, France, 250 p.

Mugisha S., Tenywa M. M., & Burt P. J. A., 2010. An improved technique for the prediction of optimal image resolution(s) for large-scale mapping of savannah ecosystems. *African Journal of Environmental Science and Technology*, **4** (10): 709-717.

N'Guessan E., Dibi N'Da H., Bellan M. F. & Blasco F., 2006. Pression anthropique sur une réserve forestière en côte d'ivoire : apport de la télédétection. *Télédétection*, **5** (4) : 307-323.

Odjoubèrè J., 2011. Poussée de la carbonisation à Okouta-Ossé, un village périphérique de la forêt classée des Monts Kouffé : problèmes et perspectives pour une gestion durable des

ressources végétales. Mémoire de Master en Géoscience de l'Environnement et Développement Durable. CIFRED, Université d'Abomey-Calavi, Bénin, 100 p.

Oloukoi J., Mama V.J. & Agbo F.B., 2006. Modélisation de la dynamique de l'occupation des terres dans le Département des Collines au Bénin. *Téledétection* **6** (4) : 305-323.

ONAT, ECOPAM & BIT, 1996. Introduction à la gestion des terroirs. Manuels de Formateurs. Ouagadougou, Burkina-Faso, 65 p.

Orékan V. O. A., 2007. Implementation of the local land-use and land-cover change model CLUE-s for Central Benin by using socio-economic and remote sensing data. Dissertation, University of Bonn, 230 p.

Oumorou M., 2003. Etude écologique, floristique, phytogéographique et phytosociologique des inselbergs du Bénin. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences, Laboratoire de Systématique et Phytosociologie. Université Libre de Bruxelles, Belgique, 210 p.

Oumorou M., Sinsin B. & Lejoly J., 1998. Etude phytosociologique de deux faciès à *Hyparrhenia involucrata* Stapf dans les savanes soudaniennes du Bénin. XXVIII Colloques phytosociologiques. Vegetazione post glaciale passatae presente. *Camerino*, 1054-1071.

PAMF, 2007. Plan d'Aménagement participatif du complexe des forêts classées de Wari-Marou et des Monts Kouffés. Volume A, Partie descriptive. DGFRN/MEPN, Cotonou, Bénin, 215 p.

PAMF, 2002. Plan simple de gestion de la forêt classée des Monts Kouffé. Cotonou, Bénin, 63 p.

PBF II, 2008. Méthodologie et résultats d'inventaire aux niveaux régionaux, 121 p.

PGFTR, 2006. Identification et formation des producteurs de bois énergie autour des forêts classées de Tchaourou-Toui-Kilibo, Ouémé supérieur-N'dali, Sota, Goungoun, Dogo-Kétou et du domaine protégé de Djidja. Cotonou, Bénin. Rapport d'activité, 32 p.

Potapov P.V., Turubanova S.A., Hansen M.C., Adusei B., Broich M., Altstatt A., Mane L. & Justice C.O., 2012. Quantifying forest cover loss in Democratic Republic of the Congo, 2000–2010, with Landsat ETM + data. *Remote Sensing of Environment*, **122**: 106–116.

- Phillips S. J., Anderson R. P. & Schapire, R. E., 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190** (3-4): 231-259.
- Phillips S. J., Dudik M. & Schapire R. E., 2004. A maximum entropy approach to species distribution modelling. *In* ACM International Conference Proceeding Series (eds.) Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning New York, 655–662.
- Poilecot P., 1995. Les Poaceae de Cote d'Ivoire. Manuel illustré d'identification des espèces. Boissiera 50, Genève, 741 p.
- UICN & ICCN (2012). *Bonobo (Pan paniscus): Stratégie de Conservation 2012–2022*. Gland, Suisse: Groupe de spécialistes des primates de la CSE/UICN & Institut Congolais pour la Conservation de la Nature. 68 p.
- Raunkiaer C., 1934. The life forms of plants and statistical plant geography. London : Clarendon Press, 632 p.
- RB (République du Bénin), 1993. Loi n° 93-009 du 2 juillet 1993 portant régime des forêts en République du Bénin. DFRN, Cotonou, Bénin, 26 p.
- Richard A. J. & Jia X., 2006. Remote sensing-Digital image analysis. Springer, Germany, 4th Edition, 454 p.
- Rondeux J., 1999. La mesure des arbres et des peuplements forestiers. 2 éd., 521 p.
- Roper J., 1999. Déforestation: le déclin des forêts tropicales. ACIDI, Québec, Canada. <http://www.rcfa-cfan.org/french/f.issues.12.html>
- Chowdhury R., 2006. Driving forces of tropical deforestation: the role of remote sensing and spatial models. *Singapore Journal of Tropical Geography*, **27**: 82-101.
- Sayer J. A. & Green A. A., 1984. The distribution and status of large mammals in Benin. Printed in Great Britain. *Mammal Rev.* **14** (1) : 37-50.
- Sebastià M. T., de Bello F., Puig L. & Tauli M., 2008. Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. Hooper, U. H. & P. M. *Applied Vegetation Science*, **11**: 215-222.
- Serneels S. & Lambin F.E., 2001. Proximate causes of land-use change in Narok District, Kenya: a spatial statistical model. *Agriculture Ecosystems and Environment*, **85**: 65-81.

- Singh A., 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, **10** (8): 989-1003.
- Sinsin B., Zannou A., Sogbohossou E. A., El-Hadj Issa A., Gbohayida S. & Tchibozo S., 2007. Deuxièmes Journées Béninoises des Aires protégées. ISBA, Cotonou, Bénin, 70 p.
- Sinsin B., 2003. Conservation de la biodiversité. Notes de cours DEA. Gestion de l'Environnement. FLASH, UAC, Bénin, 108 p.
- 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
- Sinsin B., 1996. Aménagement des forêts classées de Wari-Marou, des Monts Kouffé et d'Agoua. Volet Aménagement de la faune. MDR/DFRN/BPF Cotonou République du Bénin. Janvier. 43p.
- Sinsin B., 1994. Individualisation et hiérarchisation des Phytocénoses soudaniennes du nord-Bénin. *Bel. J. Bot.*, **127** (1): 87-103.
- Sinsin B., 1993. Phytosociologie, écologie, valeur pastorale, production et capacité de charge des pâturages naturels du périmètre Nikki-Kalalé au Nord du Bénin. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences, Laboratoire de Systématique et Phytosociologie. Université Libre de Bruxelles, Belgique, 390 p.
- Swaine M. D., 1992. Characteristics of dry forest in West Africa and the influence of fire. *J. vegetation Sc.*, **3** : 365-374.
- Tansley A.G., 1935. The use and abuse of vegetational terms and concepts. *Ecology*, **16** : 284-307.
- Tsayem-Demaze M., Polidori L. & Fotsing J. M., 2001. Caractérisation multi-échelle et multi-capteur de la déforestation tropicale amazonienne. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, **161** : 74-84.
- Toko Imorou I., 2008. Etude de la variabilité spatiale de la biomasse herbacée, de la phénologie et de la structure de la végétation le long des toposéquences du bassin supérieur du fleuve Ouémé au Bénin. Thèse de Doctorat, EDP/FLASH/UAC, Bénin, 241 p.

Toko Mouhamadou I., Toko Imorou I., Gbègbo C. M. & Sinsin B., 2013a. Structure et composition floristiques des forêts denses sèches de la région des Monts Kouffé au Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, **64** : 4787-4796.

Toko Mouhamadou I., Toko Imorou I., Mèdaho S. A. & Sinsin B., 2013b. Perceptions locales des déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses dans la région des Monts Kouffé au Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, **66** :5049-5059.

Toko Mouhamadou I., Touré F., Toko Imorou I. & Sinsin B., 2012. Indices de structures spatiales des îlots de forêts denses dans la région des Monts Kouffé. *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, [En ligne], Volume 12 numéro 3 | décembre 2012, mis en ligne le 16 novembre 2012, consulté le 28 mai 2013. URL : <http://vertigo.revues.org/13059> ; DOI : 10.4000/vertigo.13059.

Toko Mouhamadou I., 2005. Effet de bordure des terroirs villageois sur les aires protégées suite à la dynamique de l'utilisation des terres : cas de la forêt classée des Monts Kouffé au Bénin. Mémoire de DEA, EDP/FLASH/UAC, Bénin, 84 p.

Tomety S. N., Tossou J. B. & Odjo D., 2002. Etude sociologique de référence pour la mise en œuvre du Projet d'Aménagement des Massifs Forestiers d'Agoua, des Monts Kouffé et de Wari-Marou. MAEP-DGFRN-PAMF. Etude DFS/LIFAD. Cotonou, Bénin. Version Provisoire, 94 p.

Touré F., 2010. Contribution de la Télédétection et des SIG dans l'étude de la dynamique des îlots de forêt dense dans la Forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie au Bénin entre (1986-2006). Mémoire de DESS en Production et gestion de l'information géographique. RECTAS. Campus Universitaire Obafemi Awolowo. Ilé-Ifè, Nigéria, 69 p.

Toyi A. S. S. M., 2012. Analyse de l'impact de la diffusion du teck (*Tectona grandis* L. f.) sur la structure du paysage dans le Département de l'Atlantique (Sud-Bénin). Thèse de doctorat, Univ. Abomey-Calavi, Bénin, 190 p.

Trèkpo P., 2011. Dynamique de reconstitution des formations végétales de la forêt classée de Bassila : analyse des modifications et perspectives des secteurs à la base. Mémoire de Master professionnel en Gestion des ressources naturelles et de la biodiversité (RESBIO). Faculté des Sciences Agronomiques. Université d'Abomey-Calavi, Bénin, 56 p.

- Trochain J. L., Blasco, F. & Puig H., 1980. *Ecologie Végétale de la zone intertropicale non désertique*. Université Paul Sabatier, Toulouse, 468 p.
- Turner M. G. R., Gardner H. & O'Neill R. V., 2001. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. Springer-Verlag, New York, NY, USA.
- Turner B.L.I., Skole D., Sanderson S., Fischer G., Fresco L. & Leemans R., (eds.), 1995. *Land-Use and Land-Cover Change. IGBP Report, N° 35, HDP Report N° 7*. Stockholm and Geneva, IGBP and HDP.
- Turner B.L.I. & Meyer B.L., 1994. *Global Land Use and Land Cover Change: An Overview*. In: Meyer, W.B. and Turner II, B.L.E. (eds.), *Changes in Land Use and Land Cover: A Global Perspective*. Cambridge, Cambridge University Press: 3-10.
- Tansley A. G., 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, **16** : 284-307.
- Troll C., 1939. Luftbild plan und ökologische Bodenforschung (Aerial photography and ecological studies of the earth). *Zeitschrift der Gesellschaft für Erdkunde*, Berlin : 241-298.
- Tsayem-Demaze M., Polidori L. & Fotsing J. M., 2001. Caractérisation multi-échelle et multi-capteur de la déforestation tropicale amazonienne. *Bulletin de la Société Française de Photogrammétrie et de Télédétection*, **161** : 74-84.
- UICN/PACO, 2008. *Evaluation de l'efficacité de la gestion des aires protégées : aires protégées de la République de Guinée*, 55 p.
- Van der Zon A. P. M., 1992. *Graminées du Cameroun. Volume 2, Flore*. Wageningen Agricultural University Papers 92-1. Wageningen Agricultural University, Wageningen, Netherlands, 557 p.
- Verburg, H.P. and Veldkamp, A., 2004. "Projecting land use transitions at forest fringes in the Philippines at two spatial scales." *Landscape Ecology*, **19**: 77-98.
- Verburg P.H. & Veldkamp, A., 2001. The role of spatially explicit models in land-use change research: a case study for cropping patterns in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **85** : 177-190.

Wala K., 2004. La végétation de la chaîne de l'Atakora au Bénin : diversité floristique, phytosociologie et impact humain. Thèse de doctorat, Université de Lomé, 140 p.

White F., 1983. The vegetation of Africa. A descriptive memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa. UNESCO, Paris, 356 p.

Westmoreland S., Douglas R. & Stow M., 1992. Category identification of changed land use polygons in integrated image processing geographic information system. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **58** (11) : 1593.1599.

Wolff E., 2006. Télédétection. Notes de Cours, DESS en Gestion des Ressources Naturelles. AGE-FSA/UAC. Abomey-Calavi, Bénin, 182 p.

Yangambi, 1956. C.S.A. Specialist Meeting on Phytogeography/Réunion de spécialistes du C.S.A. en matière de phytogéographie. Scientific Council for Africa South of the Sahara, YANGAMBI, 28th July – 8th August 1956, Publication n°22, C.C.T.A, 35 p.

Youta Happi J., 1998. Arbres contre graminées : la lente invasion de la savane par la forêt au Centre-Cameroun. Un published Thesis, Univ. Paris IV, Paris, France, 237 p.

Webographie

- site web www.aluka.org (consulté le 15/07/10 à 17 h 10')
- <http://www.euronet.nl/users/backhuys/Downloads/akfl.pdf> (consulté le 12/12/11 à 11 h 45')
- Global Biodiversity Information Facility (GBIF): <http://www.gbif.org>. (consulté le 23/09/13 à 15 h 20')
- Worldclim (<http://www.worldclim.org> (consulté le 21/09/13 à 09 h 35')
- <http://www.droit-afrique.com/images/textes/Benin/Benin20-20Regime20forestier.pdf>, (consulté le 10/05/14 à 11 h 30').
- http://www.esu-psud.fr/IMG/pdf/cours_teledec.pdf , (consulté le 23/05/14 à 16 h 07')
- http://ninkasi.unbc.ca/htdocs_cca/ressources/quest-ce-que-la-cartographie/ (consulté le 23/05/14 à 16 h 01')
- <http://www.universalis.fr/encyclopedie/vegetal-phytosociologie/> (consulté le 23/05/14 à 19 h 20').
- <http://fr.inforapid.org/index.php?search=%C3%89cotone> (consulté le 30/12/14 à 16 h 38').
- www/cache/resident/m/mg/www.mgm.fr/PUB/Mappemonde/M399/Clergeau.pdf (consulté le 30/12/14 à 15 h 41').

ANNEXES

Annexe 1. Bref aperçu du programme “PontiusMatrix”

Ce programme a été créé la première fois par Robert Gilmore Pontius Jr (rpontius@clarku.edu) le 14 août 2001. Depuis ce temps jusqu'au 11 avril 2008, ce programme était appelé kappapontius1.xls, alors une version révisée est appelé PontiusMatrix1.xls. Le programme a été révisé plusieurs fois. Maintenant il s'appelle PontiusMatrix20.xlsx. Pontius a édité ce programme en août 2011 et l'a sauvegardé comme PontiusMatrix21.xlsx. La révision principale devait déplacer la population à la colonne A, ainsi il sera plus facile à l'utilisateur de se rappeler. En outre en mars 2012, les étudiants du RECTAS au Nigéria ont inspiré la version 22 dans laquelle toutes les cellules qui ont des équations sont verrouillées. Le mot de passe pour ouvrir l'information est "RECTAS", qui est un cas sensible. Dans la version 22, il a ajouté la figure du mérite en cellule D41 sur des feuilles SampleMatrix et PopulationMatrix.

La ligne en tirée sur la feuille d'Intensiy doit être déplacée manuellement pour montrer le désaccord global entre les deux cartes. Aldwaik et Pontius (sous presse) décrivent la figure sur la feuille appelée "intensité". Vous devez probablement changer le point d'émission de données sur les figures, sur des feuilles "AgreementDisagreement" et "intensité" pour accompagner votre nombre particulier d'unités. Alo et Pontius (2008) décrivent l'analyse faite sur des feuilles RandomLosses et RandomGains.

Le programme est conçu pour manipuler tout au plus 16 unités. Si la matrice dérive du prélèvement stratifié, écrire alors la taille de la population pour chaque unité en cellules A3:18, autrement écrire tout le total de la rangée de la matrice pour chaque unité en cellules A3:18. Le SampleMatrix est différent du PopulationMatrix quand le prélèvement stratifié a différentes intensités de prélèvement dans différentes unités, dans ce cas le PopulationMatrix donne une évaluation impartiale du secteur entier d'étude (Pontius et Millones 2011). Pontius vous recommande d'économiser les nombres dans les cellules grises en employant le guide de scénario trouvé sous le "Data>What-IfAnalysis" de excellent.

Annexe 2.1. Légende des résultats de Intensity Analysis02.xlms

Pour mieux comprendre et faciliter l'interprétation de ces résultats statistiques, les explications suivantes sur les couleurs sont nécessaires :

✓ Dans **Interval Level** (Niveau de l'intervalle) :

- a- couleur verte : changement annuel est rapide par rapport au changement annuel uniforme,
- b- couleur rouge : changement annuel est lent par rapport au changement annuel uniforme,
- c- couleur jaune : intervalle de changement est égale au changement uniforme,
- d- couleur rose : erreur d'omission,
- e- couleur grise foncée : erreur de commission,
- f- couleur noire : gain.

✓ Dans **Category Level Gains** (Gains au niveau de la catégorie) :

- a- couleur verte : changement de la catégorie est relativement actif comparé à l'uniforme,
- b- couleur rouge : changement de la catégorie est relativement dormant comparé à l'uniforme,
- c- couleur jaune : gain de la catégorie est égal au changement uniforme,
- d- couleur rose : erreur d'omission,
- e- couleur grise foncée : erreur de commission,
- f- couleur noire : gain.

✓ Dans **Category Level Losses** (Pertes au niveau de la catégorie) :

- a- couleur verte : changement de la catégorie est relativement actif comparé à l'uniforme,
- b- couleur rouge : changement de la catégorie est relativement dormant comparé à l'uniforme,
- c- couleur jaune : perte de la catégorie est égale au changement uniforme,
- d- couleur rose : erreur d'omission,
- e- couleur grise foncée : erreur de commission,
- f- couleur noire : perte.

✓ Dans **Transition Level to n** (ex : Transition des forêts denses vers les autres catégories d'occupation du sol)

- a- couleur verte : changement de la catégorie est relativement actif comparé à l'uniforme,
- b- couleur rouge : changement de la catégorie est relativement dormant comparé à l'uniforme,

c- couleur jaune : transition de la catégorie est égale à la distribution uniforme des transitions à travers les zones possibles de cette transition,

d- couleur rose : erreur d'omission,

e- couleur grise foncée : erreur de commission,

f- couleur noire : transition d'une catégorie i vers une catégorie n .

✓ Dans **Transition Level to m** (ex : Transition des autres catégories d'occupation des terres vers les forêts denses)

a- couleur verte : changement de la catégorie est relativement actif comparé à l'uniforme,

b- couleur rouge : changement de la catégorie est relativement dormant comparé à l'uniforme,

c- couleur jaune : transition de la catégorie est égale à la distribution uniforme des transitions à travers les zones possibles de cette transition,

d- couleur rose : erreur d'omission,

e- couleur grise foncée : erreur de commission,

f- couleur noire : transition d'une catégorie m vers une catégorie j .

Annexe 2.2. Intensités des changements globaux par transition, entre unités d'occupation des terres (1986-2006 et 2006-2013)

Catégories d'intervalle	2006_2013							
	Nombre d'éléments de perte annuelle observée	Pourcentage d'intensité de perte	Pourcentage de l'intensité uniforme d'intervalle de domaine	Nombre d'éléments de perte annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité d'omission de l'unité de 2006	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	56	3.44	8.96	300	243	0.00	81.17	5.13
FDS	1003	7.49	8.96	1532	529	0.00	34.51	5.13
FC	2999	8.62	8.96	3320	320	0.00	9.64	5.13
SB	8041	13.02	8.96	1315	6726	83.65	0.00	32.99
SA	2785	9.25	8.96	2552	233	8.35	0.00	32.99
Sa	4757	12.31	8.96	1287	3470	72.94	0.00	32.99
CJ	206	4.57	8.96	737	531	0.00	72.10	5.13
Autres	24	13.47	8.96	2	21	89.79	0.00	32.99

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions vers	SB							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-SB de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	1.36	34	34	0.00	100.00	3.71
FDS	165	0.94	1.36	268	103	0.00	38.35	3.71
FC	577	1.29	1.36	620	43	0.00	7.01	3.71
SA	81	0.48	1.36	283	202	0.00	71.39	3.71
Sa	1375	1.74	1.36	964	412	29.93	0.00	3.71
CJ	26	1.03	1.36	38	12	0.00	30.90	3.71
Autres	6	0.41	1.36	23	17	0.00	75.91	3.71

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions vers	SB							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-SB de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle <i>uniforme</i>	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	1.36	34	34	0.00	100.00	3.71
FDS	165	0.94	1.36	268	103	0.00	38.35	3.71
FC	577	1.29	1.36	620	43	0.00	7.01	3.71
SA	81	0.48	1.36	283	202	0.00	71.39	3.71
Sa	1375	1.74	1.36	964	412	29.93	0.00	3.71
CJ	26	1.03	1.36	38	12	0.00	30.90	3.71
Autres	6	0.41	1.36	23	17	0.00	75.91	3.71

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions vers	SA							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-SA de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle <i>uniforme</i>	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.37	7	7	0.00	100.00	2.94
FDS	26	0.15	0.37	69	43	0.00	62.28	2.94
FC	267	0.60	0.37	159	107	40.26	0.00	2.94
SB	390	0.68	0.37	201	189	48.40	0.00	2.94
Sa	50	0.06	0.37	316	266	0.00	84.26	2.94
CJ	1	0.03	0.37	10	9	0.00	92.66	2.94
Autres	32	2.43	0.37	5	30	91.44	0.00	2.94

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions vers	SA							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-SA de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	3.13	66	66	0.00	100.00	4.27
FDS	157	1.17	3.13	492	336	0.00	68.19	4.27
FC	468	1.35	3.13	1262	794	0.00	62.89	4.27
SB	2499	4.05	3.13	1772	727	29.09	0.00	8.91
Sa	2839	7.34	3.13	752	2087	73.51	0.00	8.91
CJ	19	0.41	3.13	175	156	0.00	89.39	4.27
Autres	11	6.12	3.13	4	7	62.63	0.00	8.91

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions vers	Sa							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-Sa de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	1.77	50	50	0.00	100.00	5.73
FDS	133	0.75	1.77	409	277	0.00	67.63	5.73
FC	634	1.41	1.77	876	243	0.00	27.69	5.73
SB	1304	2.26	1.77	862	442	33.89	0.00	5.73
SA	422	2.51	1.77	329	193	45.78	0.00	5.73
CJ	4	0.17	1.77	67	63	0.00	93.67	5.73
Autres	22	1.64	1.77	24	3	0.00	10.94	5.73

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions vers	Sa							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-Sa de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.92	16	16	0.00	100.00	0.71
FDS	11	0.09	0.92	131	120	0.00	91.29	0.71
FC	265	0.76	0.92	325	60	0.00	18.33	0.71
SB	691	1.12	0.92	561	130	18.83	0.00	1.85
SA	699	2.32	0.92	249	450	64.40	0.00	1.85
CJ	13	0.33	0.92	43	29	0.00	66.08	0.71
Autres	7	4.08	0.92	1	6	82.74	0.00	1.85

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions vers	CJ							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-CJ de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.14	3	3	0.00	100.00	0.66
FDS	8	0.05	0.14	26	18	0.00	68.78	0.66
FC	111	0.25	0.14	63	48	43.33	0.00	0.66
SB	34	0.06	0.14	84	50	0.00	59.94	0.66
SA	42	0.25	0.14	24	18	43.47	0.00	0.66
Sa	120	0.15	0.14	113	7	5.57	0.00	0.66
Autres	0	0.00	0.14	2	2	0.00	100.00	0.66

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions vers	CJ							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-CJ de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	1.30	23	23	0.00	100.00	1.05
FDS	6	0.04	1.30	191	185	0.00	97.00	1.05
FC	979	2.81	1.30	366	580	59.25	0.00	2.70
SB	689	1.12	1.30	813	123	0.00	15.17	1.05
SA	558	1.85	1.30	374	184	32.94	0.00	2.70
Sa	581	1.50	1.30	494	88	15.09	0.00	2.70
Autres	6	3.27	1.30	2	4	66.28	0.00	2.70

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions vers	Autres							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-Autres de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.01	0	0	0.00	100.00	0.05
FDS	0	0.00	0.01	1	1	0.00	100.00	0.05
FC	1	0.00	0.01	3	2	0.00	64.36	0.05
SB	2	0.00	0.01	4	2	0.00	58.48	0.05
SA	3	0.02	0.01	1	2	61.81	0.00	0.05
Sa	9	0.01	0.01	5	4	42.11	0.00	0.05
CJ	0	0.00	0.01	0	0	0.00	100.00	0.05

Intervalle de temps	2006_2013							
Transitions vers	Autres							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-Autres de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	56	3.44	1.08	15	42	74.19	0.00	2.59
FDS	34	0.25	1.08	154	120	0.00	78.17	1.24
FC	837	2.41	1.08	338	499	59.60	0.00	2.59
SB	803	1.30	1.08	656	147	18.29	0.00	2.59
SA	143	0.47	1.08	340	197	0.00	57.97	1.24
Sa	348	0.90	1.08	423	75	0.00	17.76	1.24
CJ	172	3.83	1.08	39	134	77.64	0.00	2.59

Intervalle de temps	1986-2006							
Transions vers	FG							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-FG de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de comission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FDS	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
FC	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
SB	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
SA	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
Sa	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
CJ	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
Autres	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions vers	FG							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-FG de 2006	Nombre d'éléments de perte annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FDS	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
FC	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
SB	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
SA	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
Sa	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
CJ	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
Autres	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions vers	FDS							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-FDS de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.14	3	3	0.00	100.00	0.32
FC	53	0.12	0.14	64	11	0.00	16.82	0.32
SB	76	0.13	0.14	83	7	0.00	8.48	0.32
SA	15	0.09	0.14	24	9	0.00	36.94	0.32
Sa	147	0.19	0.14	112	35	23.89	0.00	0.32
CJ	0	0.00	0.14	4	4	0.00	100.00	0.32
Autres	0	0.00	0.14	2	2	0.00	100.00	0.32

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions vers	FDS							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-FDS de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de comission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.28	5	5	0.00	100.00	0.69
FC	344	0.99	0.28	94	250	72.76	0.00	1.02
SB	247	0.40	0.28	174	73	29.63	0.00	1.02
SA	0	0.00	0.28	87	87	0.00	100.00	0.69
Sa	0	0.00	0.28	112	112	0.00	100.00	0.69
CJ	0	0.00	0.28	13	13	0.00	100.00	0.69
Autres	0	0.00	0.28	1	1	0.00	100.00	0.69

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions vers	FC							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-FC de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de comission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.66	14	14	0.00	100.00	2.20
FDS	118	0.67	0.66	116	3	2.14	0.00	2.20
SB	264	0.46	0.66	396	132	0.00	33.28	2.20
SA	27	0.16	0.66	123	96	0.00	77.98	2.20
Sa	662	0.84	0.66	498	164	24.71	0.00	2.20
CJ	84	3.30	0.66	7	78	92.23	0.00	2.20
Autres	7	0.53	0.66	9	2	0.00	22.47	2.20

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions vers	FC							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-FC de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	2.57	51	51	0.00	100.00	4.45
FDS	733	5.47	2.57	259	474	64.68	0.00	8.08
SB	3111	5.04	2.57	1253	1858	59.73	0.00	8.08
SA	960	3.19	2.57	733	227	23.67	0.00	8.08
Sa	0	0.00	2.57	1211	1211	0.00	100.00	4.45
CJ	0	0.00	2.57	141	141	0.00	100.00	4.45
Autres	0	0.00	2.57	5	5	0.00	100.00	4.45

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions vers	SB							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-SB de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	1.36	34	34	0.00	100.00	3.71
FDS	165	0.94	1.36	268	103	0.00	38.35	3.71
FC	577	1.29	1.36	620	43	0.00	7.01	3.71
SA	81	0.48	1.36	283	202	0.00	71.39	3.71
Sa	1375	1.74	1.36	964	412	29.93	0.00	3.71
CJ	26	1.03	1.36	38	12	0.00	30.90	3.71
Autres	6	0.41	1.36	23	17	0.00	75.91	3.71

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions vers	SB							
del'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-SB de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.99	17	17	0.00	100.00	1.26
FDS	63	0.47	0.99	138	75	0.00	54.35	1.26
FC	106	0.30	0.99	362	256	0.00	70.77	1.26
SA	425	1.41	0.99	288	137	32.19	0.00	2.49
Sa	989	2.56	0.99	337	651	65.88	0.00	2.49
CJ	0	0.00	0.99	48	48	0.00	100.00	1.26
Autres	0	0.00	0.99	2	2	0.00	100.00	1.26

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions vers	SA							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-SA de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.37	7	7	0.00	100.00	2.94
FDS	26	0.15	0.37	69	43	0.00	62.28	2.94
FC	267	0.60	0.37	159	107	40.26	0.00	2.94
SB	390	0.68	0.37	201	189	48.40	0.00	2.94
Sa	50	0.06	0.37	316	266	0.00	84.26	2.94
CJ	1	0.03	0.37	10	9	0.00	92.66	2.94
Autres	32	2.43	0.37	3	30	91.44	0.00	2.94

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions vers	SA							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-SA de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	3.13	66	66	0.00	100.00	4.27
FDS	157	1.17	3.13	492	336	0.00	68.19	4.27
FC	468	1.35	3.13	1262	794	0.00	62.89	4.27
SB	2499	4.05	3.13	1772	727	29.09	0.00	8.91
Sa	2839	7.34	3.13	752	2087	73.51	0.00	8.91
CJ	19	0.41	3.13	175	156	0.00	89.39	4.27
Autres	11	6.12	3.13	4	7	62.63	0.00	8.91

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions de	Sa							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-Sa de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	1.69	47	47	0.00	100.00	5.78
FDS	147	1.02	1.69	295	148	0.00	50.20	5.78
FC	662	1.88	1.69	562	100	15.12	0.00	5.78
SB	1375	2.26	1.69	855	520	37.85	0.00	5.78
SA	50	0.24	1.69	495	446	0.00	89.97	5.78
CJ	120	1.84	1.69	106	14	11.84	0.00	5.78
Autres	9	3.10	1.69	3	6	68.55	0.00	5.78

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions vers	Sa							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-Sa de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.92	16	16	0.00	100.00	0.71
FDS	11	0.09	0.92	131	120	0.00	91.29	0.71
FC	265	0.76	0.92	325	60	0.00	18.33	0.71
SB	691	1.12	0.92	561	130	18.83	0.00	1.85
SA	699	2.32	0.92	249	450	64.40	0.00	1.85
CJ	15	0.33	0.92	43	29	0.00	66.08	0.71
Autres	7	4.08	0.92	1	6	82.74	0.00	1.85

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions vers	CJ							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-CJ de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.14	3	3	0.00	100.00	0.66
FDS	8	0.05	0.14	26	18	0.00	68.78	0.66
FC	111	0.25	0.14	63	48	43.33	0.00	0.66
SB	34	0.06	0.14	84	50	0.00	59.94	0.66
SA	42	0.25	0.14	24	18	43.47	0.00	0.66
Sa	120	0.15	0.14	113	7	5.57	0.00	0.66
Autres	0	0.00	0.14	2	2	0.00	100.00	0.66

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions vers	CJ							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-CJ de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	1.30	23	23	0.00	100.00	1.05
FDS	6	0.04	1.30	191	185	0.00	97.00	1.05
FC	979	2.81	1.30	399	580	59.25	0.00	2.70
SB	689	1.12	1.30	813	123	0.00	15.17	1.05
SA	558	1.85	1.30	374	184	32.94	0.00	2.70
Sa	581	1.50	1.30	494	88	15.09	0.00	2.70
Autres	6	3.27	1.30	2	4	66.28	0.00	2.70

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions vers	Autres							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 1986	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-Autres de 1986	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 1986 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.01	0	0	0.00	100.00	0.05
FDS	0	0.00	0.01	1	1	0.00	100.00	0.05
FC	1	0.00	0.01	3	2	0.00	64.36	0.05
SB	2	0.00	0.01	4	2	0.00	58.48	0.05
SA	3	0.02	0.01	1	2	61.81	0.00	0.05
Sa	9	0.01	0.01	5	4	42.11	0.00	0.05
CJ	0	0.00	0.01	0	0	0.00	100.00	0.05

Intervalle de temps	2006_2013							
Transitions vers	Autres							
de l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-Autres de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	56	3.44	1.08	15	42	74.19	0.00	2.59
FDS	34	0.25	1.08	154	120	0.00	78.17	1.24
FC	837	2.41	1.08	338	499	59.60	0.00	2.59
SB	803	1.30	1.08	656	147	18.29	0.00	2.59
SA	143	0.47	1.08	340	197	0.00	57.97	1.24
Sa	348	0.90	1.08	423	75	0.00	17.76	1.24
CJ	172	3.83	1.08	39	134	77.64	0.00	2.59

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions de	FG							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-FG de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FDS	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
FC	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
SB	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
SA	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
Sa	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
CJ	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00
Autres	0	0.00	0.00	0	0	0.00	0.00	0.00

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions de	FG							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2013	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-FG de 2013	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2013 de l'intervalle de domaine
FDS	0	0.00	0.03	3	3	0.00	100.00	0.14
FC	0	0.00	0.03	12	12	0.00	100.00	0.14
SB	0	0.00	0.03	4	4	0.00	100.00	0.14
SA	0	0.00	0.03	13	13	0.00	100.00	0.14
Sa	0	0.00	0.03	4	4	0.00	100.00	0.14
CJ	0	0.00	0.03	6	6	0.00	100.00	0.14
Autres	56	0.34	0.03	4	52	92.56	0.00	0.16

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions de	FDS							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-FDS de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.22	4	4	0.00	100.00	0.71
FC	118	0.34	0.22	75	44	36.97	0.00	0.71
SB	165	0.27	0.22	131	34	20.85	0.00	0.71
SA	26	0.13	0.22	45	19	0.00	41.98	0.71
Sa	133	0.16	0.22	181	48	0.00	26.64	0.71
CJ	8	0.12	0.22	14	6	0.00	44.23	0.71
Autres	0	0.00	0.22	1	1	0.00	100.00	0.71

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions de	FDS							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2013	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-FDS de 2013	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2013 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.47	6	6	0.00	100.00	1.09
FC	733	1.55	0.47	208	525	71.65	0.00	1.66
SB	63	0.38	0.47	79	16	0.00	20.56	1.09
SA	157	0.30	0.47	253	96	0.00	38.06	1.09
Sa	11	0.07	0.47	84	73	0.00	86.39	1.09
CJ	6	0.03	0.47	112	106	0.00	94.89	1.09
Autres	34	0.20	0.47	81	48	0.00	58.66	1.09

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions de	FC							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-FC de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.88	19	19	0.00	100.00	1.99
FDS	53	0.37	0.88	143	90	0.00	62.71	1.99
SB	577	0.95	0.88	527	50	8.62	0.00	1.99
SA	267	1.31	0.88	160	106	39.89	0.00	1.99
Sa	634	0.77	0.88	743	110	0.00	14.76	1.99
CJ	111	1.70	0.88	46	65	58.46	0.00	1.99
Autres	1	0.36	0.88	3	2	0.00	63.45	1.99

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions de	FC							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2013	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-FC de 2013	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2013 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	1.72	24	24	0.00	100.00	2.39
FDS	344	3.27	1.72	158	185	53.94	0.00	4.66
SB	106	0.64	1.72	309	203	0.00	65.78	2.39
SA	468	0.89	1.72	964	496	0.00	51.44	2.39
Sa	265	1.54	1.72	300	34	0.00	11.48	2.39
CJ	979	4.29	1.72	312	667	68.13	0.00	4.66
Autres	837	4.99	1.72	213	624	74.51	0.00	4.66

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions de	SB							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-SB de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	1.29	32	32	0.00	100.00	4.55
FDS	76	0.52	1.29	225	149	0.00	66.37	4.55
FC	264	0.75	1.29	518	253	0.00	48.95	4.55
SA	390	1.92	1.29	217	173	44.39	0.00	4.55
Sa	1304	1.59	1.29	972	331	25.41	0.00	4.55
CJ	34	0.52	1.29	101	68	0.00	66.76	4.55
Autres	2	0.54	1.29	4	3	0.00	64.80	4.55

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions de	SB							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2013	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-SB de 2013	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2013 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	3.92	67	67	0.00	100.00	1.82
FDS	247	2.35	3.92	474	227	0.00	47.94	1.82
FC	3111	6.56	3.92	1386	1726	55.47	0.00	8.07
SA	2499	4.76	3.92	1894	605	24.22	0.00	8.07
Sa	691	4.03	3.92	666	25	3.67	0.00	8.07
CJ	689	3.02	3.92	970	281	0.00	28.98	1.82
Autres	803	4.79	3.92	602	201	25.04	0.00	8.07

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions de	SA							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-SA de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.29	6	6	0.00	100.00	1.97
FDS	15	0.11	0.29	44	29	0.00	65.29	1.97
FC	27	0.08	0.29	108	81	0.00	74.84	1.97
SB	81	0.13	0.29	184	103	0.00	55.98	1.97
Sa	422	0.51	0.29	229	192	45.58	0.00	1.97
CJ	42	0.64	0.29	18	24	57.57	0.00	1.97
Autres	3	1.00	0.29	1	2	75.01	0.00	1.97

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions de	SA							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2013	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-SA de 2013	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2013 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	1.65	23	23	0.00	100.00	1.17
FDS	0	0.00	1.65	195	195	0.00	100.00	1.17
FC	960	2.02	1.65	758	203	21.11	0.00	3.32
SB	425	2.57	1.65	253	173	40.64	0.00	3.32
Sa	699	4.07	1.65	229	470	67.28	0.00	3.32
CJ	558	2.45	1.65	352	206	36.97	0.00	3.32
Autres	143	0.85	1.65	293	150	0.00	51.26	1.17

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions de	Sa							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-Sa de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	1.69	47	47	0.00	100.00	5.78
FDS	147	1.02	1.69	295	148	0.00	50.20	5.78
FC	662	1.88	1.69	862	100	15.12	0.00	5.78
SB	1375	2.26	1.69	855	520	37.85	0.00	5.78
SA	50	0.24	1.69	495	446	0.00	89.97	5.78
CJ	120	1.84	1.69	106	14	11.84	0.00	5.78
Autres	9	3.10	1.69	3	6	68.55	0.00	5.78

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions de	Sa							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2013	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-Sa de 2013	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2013 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	2.33	35	35	0.00	100.00	5.35
FDS	0	0.00	2.33	292	292	0.00	100.00	5.35
FC	0	0.00	2.33	1318	1318	0.00	100.00	5.35
SB	989	5.98	2.33	267	721	72.96	0.00	8.57
SA	2839	5.40	2.33	908	1931	68.01	0.00	8.57
CJ	581	2.55	2.33	520	61	10.51	0.00	8.57
Autres	348	2.08	2.33	398	50	0.00	12.54	5.35

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions de	CJ							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-CJ de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.05	1	1	0.00	100.00	0.60
FDS	0	0.00	0.05	8	8	0.00	100.00	0.60
FC	84	0.24	0.05	18	66	78.44	0.00	0.60
SB	26	0.04	0.05	33	7	0.00	20.09	0.60
SA	1	0.00	0.05	11	10	0.00	93.18	0.60
Sa	4	0.01	0.05	44	40	0.00	90.44	0.60
Autres	0	0.00	0.05	0	0	0.00	100.00	0.60

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions de	CJ							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2013	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-CJ de 2013	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.10	1	1	0.00	100.00	0.37
FDS	0	0.00	0.10	11	11	0.00	100.00	0.37
FC	0	0.00	0.10	49	49	0.00	100.00	0.37
SB	0	0.00	0.10	17	17	0.00	100.00	0.37
SA	19	0.04	0.10	55	36	0.00	65.97	0.37
Sa	15	0.09	0.10	18	3	0.00	17.19	0.37
Autres	172	1.03	0.10	16	156	90.60	0.00	0.49

Intervalle de temps	1986-2006							
Transitions de	Autres							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2006	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-Autres de 2006	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2006 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.03	1	1	0.00	100.00	0.24
FDS	0	0.00	0.03	4	4	0.00	100.00	0.24
FC	7	0.02	0.03	11	4	0.00	34.04	0.24
SB	6	0.01	0.03	18	13	0.00	70.11	0.24
SA	32	0.16	0.03	6	26	81.57	0.00	0.24
Sa	22	0.03	0.03	25	3	0.00	11.97	0.24
CJ	0	0.00	0.03	2	2	0.00	100.00	0.24

Intervalle de temps	2006-2013							
Transitions de	Autres							
vers l'unité	Nombre d'éléments de transition annuelle observée	Pourcentage de l'intensité de transition de l'unité de 2013	Pourcentage de l'intensité uniforme de non-Autres de 2013	Nombre d'éléments de transition annuelle uniforme	Nombre d'éléments d'erreur annuelle supposée	Pourcentage de l'intensité de commission de transition	Pourcentage de l'intensité d'omission de transition	Pourcentage d'erreur supposée de 2013 de l'intervalle de domaine
FG	0	0.00	0.01	0	0	0.00	100.00	0.03
FDS	0	0.00	0.01	1	1	0.00	100.00	0.03
FC	0	0.00	0.01	5	5	0.00	100.00	0.03
SB	0	0.00	0.01	2	2	0.00	100.00	0.03
SA	11	0.02	0.01	6	5	43.62	0.00	0.04
Sa	7	0.04	0.01	2	5	72.41	0.00	0.04
CJ	6	0.03	0.01	3	3	54.16	0.00	0.04

Annexe 3. Questionnaire d'enquete de terrain

Fiche d'enquête N°

- 1- Nom :
- 2- Prénoms :
- 3- Sexe :
- 4- Age :
- 5- Ethnie :
- 6- Commune :
- 7- Arrondissement :
- 8- Village/Terroir villageois :
- 9- Fonction socio-économique :
- 10- Niveau d'instruction :
- 11- Combien d'îlots de forêt dense compte votre terroir villageois ?
- 12- Qu'est-ce qui explique la création de ces îlots ?
- 13- Parmi les facteurs ci-dessous, dites ceux qui sont à base de la fragmentation des écosystèmes forestiers ?
 13. a-Erosion hydrique
 - 13.b-Exploitation du bois d'œuvre
 13. c- Agriculture
 - 13.d- Feux de brousse tardif
- 14- Quelle est la durée de la fragmentation d'une forêt dense ?
- 15- Quelles sont les espèces exploitées dans la forêt ?
- 16- Quelles sont les espèces végétales disparues ?
- 17- Quelles sont les espèces végétales en voie disparition dans la forêt ?
- 18- Quelles sont les espèces animales disparues de la forêt ?
- 19- Quelles sont les espèces végétales en voie disparition dans la forêt ?
- 20- Classez par ordre d'importance les facteurs déterminants de la fragmentation de ces forêts denses
- 21- Selon vous, la pression démographique dans les ménages joue-t-elle un rôle important dans la fragmentation ?
- 22- Selon vous quelles sont les conséquences de ce phénomène ?

Annexe 4. Importance des axes de l'AFC entre les facteurs de la fragmentation des forêts denses et les groupes socioculturels

Axes	Inertie	Proportion	Cumul	Histogramme
1	0,0135	0,9894	0,9894	*****
2	0,0001	0,0106	1,0000	
Total	0,0136			

Annexe 5. Importance des axes de l'AFC entre durée de la fragmentation des forêts denses et perception des groupes socioculturels

Axes	Inertie	Proportion	Cumul	Histogramme
1	0,0925	0,6628	0,6628	*****
2	0,0471	0,3372	1,0000	*****
Total	0,1395			

Annexe 6. Importance des axes de l'AFC entre facteurs de la fragmentation des forêts denses et catégories socioprofessionnelles

Axes	Inertie	Proportion	Cumul	Histogramme
1	0,0025	0,8918	0,8918	*****
2	0,0003	0,0997	0,9915	***
3	0,0000	0,0085	1,0000	
Total	0,0027			

Annexe 7. Importance des axes de l'AFC entre facteurs de la fragmentation des forêts denses et catégories socioprofessionnelles

Axes	Inertie	Proportion	Cumul	Histogramme
1	0,1325	0,4556	0,4556	*****
2	0,0976	0,3354	0,7910	*****
3	0,0441	0,1517	0,9427	*****
4	0,0167	0,0573	1,0000	***
Total	0,2909			

Annexe 8. Importance des axes de l'AFC entre durée de la fragmentation des forêts denses et perception par les catégories socioprofessionnelles

Axes	Inertie	Proportion	Cumul	Histogramme
1	0,1611	0,8236	0,8236	*****
2	0,0345	0,1764	1,0000	*****
Total	0,1956			

Annexe 9. Liste exhaustive des noms d'espèces recensées

TB	TP	Noms scientifiques	Familles
McPh	S	<i>Acacia senegal</i> (L.) Willd.	Leguminosae-Mim.
Phgr	GC	<i>Acridocarpus alternifolius</i> (Schumach. & Thonn.) Nied.	Malpighiaceae
Th	SG	<i>Aeollanthus pubescens</i> Benth.	Lamiaceae
Th	AT	<i>Aeschynomene lateritia</i> Harms	Leguminosae-Pap.
Nph	AM	<i>Aeschynomene uniflora</i> E. Mey.	Leguminosae-Pap.
G	SZ	<i>Aframomum alboviolaceum</i> (Ridley) K. Schum.	Zingiberaceae
MsPh	S	<i>Afzelia africana</i> Sm.	Leguminosae-Caes.
MsPh	SZ	<i>Aganope stuhlmannii</i> (Taub.) Adema	Leguminosae-Pap.
Th	Pan	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae
MsPh	SG	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J. F. Macbr.	Leguminosae-Mim.
McPh	AT	<i>Allophylus africanus</i> P. Beauv.	Sapindaceae
McPh	SZ	<i>Allophylus spicatus</i> (Poir.) Radlk.	Sapindaceae
Th	Pan	<i>Amaranthus cruentus</i> L.	Amaranthaceae
G	SG	<i>Amorphophallus abyssinicus</i> (A. Rich.) N. E. Br.	Araceae
G	SG	<i>Amorphophallus baumannii</i> (Engl.) N. E. Br.	Araceae
Phgr	SG	<i>Ampelocissus leonensis</i> (Hook. f.) Planch.	Vitaceae
MsPh	EI	<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae
G	GC	<i>Anchomanes difformis</i> (Blume) Engl. <i>Andira inermis</i> (Wright) DC. var. <i>rooseveltii</i> (De	Araceae
McPh	SG	Willd.) Polhill	Leguminosae-Pap.
Hc	Pal	<i>Andropogon chinensis</i> (Nees) Merr. <i>Andropogon gayanus</i> Kunth var. <i>polycladus</i> (Hack.)	Poaceae
Hc	S	Clayton	Poaceae
Hc	SG	<i>Andropogon tectorum</i> Schumach. & Thonn.	Poaceae
McPh	Pan	<i>Annona senegalensis</i> Pers. ssp. <i>senegalensis</i>	Annonaceae
MsPh	S	<i>Anogeissus leicarpa</i> (DC.) Guill. & Perr.	Combretaceae
MsPh	AT	<i>Anthocleista vogelii</i> Planch. <i>Antiaris toxicaria</i> Lesch. ssp. <i>welwitschii</i> (Engl.) C.	Loganiaceae
MgPh	GC	C. Berg	Moraceae
McPh	PA	<i>Antidesma vernosum</i> E. Mey. ex Tul. <i>Argocoffeopsis rupestris</i> (Hiern) Robbr. ssp.	Euphorbiaceae
Nph	GC	<i>rupestris</i>	Rubiaceae
Ch	Pal	<i>Asparagus africanus</i> Lam.	Asparagaceae
Th	PA	<i>Aspilia africana</i> (Pers.) Adams	Asteraceae
Th	SG	<i>Aspilia bussei</i> O. Hoffm. & Muschl.	Asteraceae
MsPh	EI	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Meliaceae
Hc	AT	<i>Beckeropsis uniseta</i> (Nees) K. Schum.	Poaceae
MsPh	GC	<i>Berlinia grandiflora</i> (Vahl) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Caes.
Th	Pan	<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae
Th	Pal	<i>Biophytum petersianum</i> Klotzsch	Oxalidaceae
Th	Pal	<i>Blumea viscosa</i> (Mill.) V. M. Badillo	Asteraceae
MsPh	S	<i>Bombax costatum</i> Pellegr. & Vuillet	Bombacaceae
MsPh	SZ	<i>Borassus aethiopum</i> Mart.	Arecaceae
McPh	PA	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Euphorbiaceae

Hc	AT	<i>Bulbostylis hispidula</i> (Vahl) R. W. Haines	Cyperaceae
McPh	PA	<i>Burkea africana</i> Hook.	Leguminosae-Caes.
MsPh	PA	<i>Cassia sieberiana</i> DC.	Leguminosae-Caes.
MgPh	Pan	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Bombacaceae
Ch	SZ	<i>Ceratotheca sesamoides</i> Endl.	Pedaliaceae
Nph	GC	<i>Chassalia kolly</i> (Schumach.) Hepper	Rubiaceae
Ch	SZ	<i>Chlorophytum pusillum</i> Schweinf. ex Baker	Anthericaceae
Ch	Pan	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King	Asteraceae
Phgr	SG	<i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr.	Vitaceae
Hc	AT	<i>Clematis hirsuta</i> Guill. & Perr.	Ranunculaceae
Phgr	AT	<i>Clerodendrum capitatum</i> (Willd.) Schumach. & Thonn.	Verbenaceae
G	S	<i>Cochlospermum tinctorium</i> A. Rich.	Cochlospermaceae
MgPh	GC	<i>Cola gigantea</i> A. Chev. Var. <i>gigantea</i>	Sterculiaceae
MsPh	S	<i>Combretum collinum</i> Fresen.	Combretaceae
MsPh	S	<i>Combretum glutinosum</i> Perr. ex DC.	Combretaceae
MsPh	SZ	<i>Combretum molle</i> R. Br. ex G. Don	Combretaceae
McPh	S	<i>Combretum nigricans</i> Lepr. ex Guill. & Perr. Var. <i>elliottii</i> (Engl. & Diels) Aubrév.	Combretaceae
Phgr	AT	<i>Combretum paniculatum</i> Vent.	Combretaceae
Nph	SZ	<i>Combretum sericeum</i> G. Don	Combretaceae
Th	Pan	<i>Commelina erecta</i> L. ssp. <i>Erecta</i>	Commelinaceae
Th	AM	<i>Crassocephalum rubens</i> (Juss. ex Jacq.) S. Moore var. <i>rubens</i>	Asteraceae
G	Pal	<i>Crinum zeylanicum</i> (L.) L.	Amaryllidaceae
MsPh	SZ	<i>Crossopteryx febrifuga</i> (G. Don) Benth.	Rubiaceae
Th	SZ	<i>Crotalaria microcarpa</i> Hochst. ex Benth.	Leguminosae-Pap.
Th	S	<i>Ctenium elegans</i> Kunth	Poaceae
Ch	GC	<i>Culcasia scandens</i> P. Beauv.	Araceae
G	AM	<i>Curculigo pilosa</i> (Schumach. & Thonn.) Engl.	Hypoxidaceae
McPh	SZ	<i>Cussonia arborea</i> Hochst. ex A. Rich.	Araliaceae
Hc	AT	<i>Cymbopogon giganteus</i> (Hochst.) Chiov.	Poaceae
G	Pan	<i>Cyperus sphacelatus</i> L.	Cyperaceae
Ch	SG	<i>Cyphostemma adenocaula</i> (Steud.) Desc.	Vitaceae
G	SG	<i>Cyphostemma flavicans</i> (Baker) Desc.	Vitaceae
G	SG	<i>Cyphostemma sokodense</i> (Gilg & Brandt) Desc.	Vitaceae
MsPh	S	<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Caes.
MsPh	S	<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Caes.
Ch	Pal	<i>Desmodium gangeticum</i> (L.) DC. var. <i>gangeticum</i>	Leguminosae-Pap.
Ch	Pal	<i>Desmodium gangeticum</i> (L.) DC. var. <i>maculatum</i> (L.) Baker	Leguminosae-Pap.
McPh	SZ	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.	Leguminosae-Mim.
G	SZ	<i>Dicoma sessiliflora</i> Harv.	Asteraceae
G	Pan	<i>Dioscorea bulbifera</i> L.	Dioscoreaceae
G	SZ	<i>Dioscorea dumetorum</i> (Kunth) Pax	Dioscoreaceae
G	S	<i>Dioscorea togoensis</i> Knuth	Dioscoreaceae

MsPh	PA	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	Ebenaceae
McPh	GC	<i>Diospyros monbuttensis</i> Gürke	Ebenaceae
Ch	SG	<i>Dissotis irvingiana</i> Hook.	Melastomataceae
Ch	Pal	<i>Echinops longifolius</i> A. Rich.	Asteraceae
MsPh	GC	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Arecaceae
Th	Pal	<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	Asteraceae
McPh	PA	<i>Entada africana</i> Guill. & Perr.	Leguminosae-Mim.
Th	Pal	<i>Eragrostis aspera</i> (Jacq.) Nees	Poaceae
Ch	SG	<i>Eriosema glomeratum</i> (Guill. & Perr.) Hook. f. var. <i>glomeratum</i>	Leguminosae-Pap.
Ch	PA	<i>Eriosema psoraleoides</i> (Lam.) G. Don	Leguminosae-Pap.
MsPh	SG	<i>Erythrina senegalensis</i> DC.	Leguminosae-Pap.
Ch	S	<i>Euphorbia convolvuloides</i> Hochst. ex Benth.	Euphorbiaceae
Th	Pan	<i>Euphorbia hirta</i> L.	Euphorbiaceae
Ch	S	<i>Fadogia agrestis</i> Schweinf. ex Hiern	Rubiaceae
MsPh	AT	<i>Ficus sur</i> Forssk.	Moraceae
MsPh	AT	<i>Ficus thonningii</i> Blume	Moraceae
McPh	AT	<i>Flacourtia indica</i> (Burm. f.) Merr.	Flacourtiaceae
Nph	Pal	<i>Flueggea virosa</i> (Roxb. ex Willd.) Voigt	Euphorbiaceae
Nph	SZ	<i>Gardenia aqualla</i> Stapf & Hutch.	Rubiaceae
Nph	Pal	<i>Gardenia ternifolia</i> Schumach. & Thonn. ssp. <i>ternifolia</i>	Rubiaceae
G	S	<i>Gladiolus gregarius</i> Welw. ex Baker	Iridaceae
G	SZ	<i>Gloriosa simplex</i> L.	Colchicaceae
Nph	SZ	<i>Grewia bicolor</i> Juss.	Tiliaceae
G	GC	<i>Habenaria buettnerana</i> Kraenzl.	Orchidaceae
Th	AT	<i>Hibiscus asper</i> Hook. f.	Malvaceae
Hc	S	<i>Hyparrhenia smithiana</i> (Hook. f.) Stapf var. <i>major</i> W. D. Clayton	Poaceae
Th	GC	<i>Hypoestes cancellata</i> Nees	Acanthaceae
Th	Pan	<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit.	Lamiaceae
Hc	Pan	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae
Th	AT	<i>Indigofera dendroides</i> Jacq.	Leguminosae-Pap.
Th	S	<i>Indigofera kerstingii</i> Harms	Leguminosae-Pap.
Nph	SZ	<i>Indigofera nigrifolia</i> Hook. f.	Leguminosae-Pap.
Th	AT	<i>Indigofera paniculata</i> Vahl ex Pers. ssp. <i>paniculata</i>	Leguminosae-Pap.
Th	SZ	<i>Indigofera polysphaera</i> Baker	Leguminosae-Pap.
Th	SZ	<i>Ipomoea heterotricha</i> F. Didr.	Convolvulaceae
Th	S	<i>Ipomoea vagans</i> Baker	Convolvulaceae
McPh	S	<i>Isoberlinia doka</i> Craib & Stapf	Leguminosae-Caes.
McPh	SZ	<i>Isoberlinia tomentosa</i> (Harms) Craib & Stapf	Leguminosae-Caes.
Ch	AT	<i>Justicia flava</i> (Forssk.) Vahl	Acanthaceae
McPh	SG	<i>Kigelia africana</i> (Lam.) Benth.	Bignoniaceae
McPh	S	<i>Lannea acida</i> A. Rich. s. l.	Anacardiaceae
Ch	SZ	<i>Lantana ukambensis</i> (Vatke) Verdc.	Verbenaceae
McPh	GC	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch. ex Benth.	Sapindaceae

Phgr	SG	<i>Leea guineensis</i> G. Don	Vitaceae
Th	Pan	<i>Leucas martinicensis</i> (Jacq.) R. Br.	Lamiaceae
Ch	SG	<i>Lippia multiflora</i> Moldenke	Verbenaceae
Ch	SG	<i>Lippia rugosa</i> A. Chev.	Verbenaceae
Phgr	Pan	<i>Loeseneriella africana</i> (Willd.) N. Hallé var. <i>richardiana</i> (Cambess.) N. Hallé	Celastraceae
MsPh	AA	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth	Leguminosae-Pap.
MsPh	S	<i>Lophira lanceolata</i> Tiegh. ex Keay	Ochnaceae
Nph	SG	<i>Macrosphyra longistyla</i> (DC.) Hiern	Rubiaceae
MgPh	Pan	<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae
McPh	S	<i>Maranthes polyandra</i> (Benth.) Prance	Chrysobalanaceae
MsPh	AT	<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill.) Webster	Euphorbiaceae
McPh	GC	<i>Markhamia tomentosa</i> (Benth.) K. Schum. ex Engl.	Bignoniaceae
MgPh	GC	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) C. C. Berg <i>Monechma depauperatum</i> (T. Anderson) C. B.	Moraceae
Th	AT	Clarke	Acanthaceae
MsPh	SG	<i>Morinda lucida</i> Benth.	Rubiaceae
Th	Pan	<i>Mucuna pruriens</i> (L.) DC. var. <i>pruriens</i>	Leguminosae-Pap.
MsPh	GC	<i>Napoleonaea vogelii</i> Hook. & Planch.	Lecythidaceae
G	GC	<i>Nephrolepis undulata</i> (Afzel. ex SW.) J. Sm.	Pteridophyta
G	Pal	<i>Nervilia crociformis</i> (Zoll. & Mor.) Seidenf.	Orchidaceae
G	SZ	<i>Nervilia kotschyi</i> (Rchb. f.) Schltr.	Orchidaceae
MgPh	GC	<i>Ochna afzelii</i> R. Br. ex Oliv.	Ochnaceae
McPh	SG	<i>Olax subscorpioidea</i> Oliv.	Olacaceae
Th	Pal	<i>Oldenlandia herbacea</i> (L.) Roxb. Var. <i>herbacea</i>	Rubiaceae
Phgr	SZ	<i>Opilia amentacea</i> Roxb.	Opiliaceae
Ch	Pan	<i>Oplismenus burmannii</i> (Retz.) P. Beauv.	Poaceae
Th	S	<i>Pandiaka angustifolia</i> (Vahl) Hepper	Amaranthaceae
Th	S	<i>Pandiaka involucrata</i> (Moq.) Hook. f.	Amaranthaceae
Phgr	GC	<i>Pararistolochia goldieana</i> (Hook. f) Hutch. & Dalziel	Aristolochiaceae
McPh	SZ	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae
MsPh	Pal	<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) R. Br. ex Benth.	Leguminosae-Mim.
Phgr	AA	<i>Paullinia pinnata</i> L.	Sapindaceae
McPh	AT	<i>Pavetta crassipes</i> K. Schum. <i>Pennisetum polystachion</i> (L.) Schult. ssp.	Rubiaceae
Th	Pan	<i>polystachion</i>	Poaceae
MsPh	SG	<i>Pentadesma butyracea</i> Sabine <i>Philenoptera cyanescens</i> (Schumach. & Thonn.)	Clusiaceae
Nph	SG	Roberty	Leguminosae-Pap.
Phgr	AT	<i>Phyllanthus muellerianus</i> (Kuntze) Exell	Euphorbiaceae
MsPh	AT	<i>Pouteria alnifolia</i> (Baker) Roberty var. <i>alnifolia</i>	Sapotaceae
Nph	SZ	<i>Protea madiensis</i> Oliv. ssp. <i>madiensis</i>	Proteaceae
Nph	SZ	<i>Pseudarthria confertiflora</i> (A. Rich.) Baker	Leguminosae-Pap.
McPh	S	<i>Pseudocedrela kotschyi</i> (Schweinf.) Harms.	Meliaceae
Nph	AT	<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach	Clusiaceae
Nph	SG	<i>Psychotria vogeliana</i> Benth.	Rubiaceae

MsPh	S	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	Leguminosae-Pap.
McPh	SG	<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae
McPh	GC	<i>Rothmannia longiflora</i> Salisb.	Rubiaceae
Nph	GC	<i>Rytigynia nigerica</i> (S. Moore) Robyns.	Rubiaceae
G	GC	<i>Sansevieria liberica</i> hort. ex Gerome & Labroy	Dracaenaceae
McPh	AT	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E. A. Bruce	Rubiaceae
Th	Pal	<i>Schizachyrium exile</i> (Hochst.) Pilg.	Poaceae
Hc	Pan	<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Poaceae
Ch	Pan	<i>Sida acuta</i> Burm. f. ssp. <i>acuta</i>	Malvaceae
Th	SZ	<i>Sida urens</i> L.	Malvaceae
G	SG	<i>Smilax anceps</i> Willd.	Smilacaceae
Th	Pan	<i>Spermacoce stachydea</i> DC. var. <i>stachydea</i>	Rubiaceae
MsPh	SZ	<i>Sterculia setigera</i> Delile	Sterculiaceae
MsPh	GC	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Sterculiaceae
MsPh	PA	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	Bignoniaceae
McPh	AM	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae
G	SZ	<i>Stylochaeton hypogeum</i> Lepr.	Araceae
McPh	PA	<i>Swartzia madagascariensis</i> Desv. <i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC. var. <i>macrocarpum</i>	Leguminosae-Pap.
McPh	AT	(Engl.) F. White	Myrtaceae
G	Pan	<i>Tacca leontopetaloides</i> (L.) Kuntze	Taccaceae
MsPh	Pan	<i>Tamarindus indica</i> L.	Leguminosae-Caes.
Ch	SZ	<i>Tephrosia elegans</i> Schumach.	Leguminosae-Pap.
McPh	S	<i>Terminalia avicennioides</i> Guill. & Perr.	Combretaceae
P	GC	<i>Thonningia sanguinea</i> Vahl	Balanophoraceae
Nph	SZ	<i>Tinnea barberi</i> Gürke	Lamiaceae
G	S	<i>Tragia senegalensis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae
McPh	SZ	<i>Tricalysia okelensis</i> Hiern var. <i>okelensis</i>	Rubiaceae
McPh	Pan	<i>Trichilia emetica</i> Vahl	Meliaceae
Ch	SZ	<i>Triumfetta pentandra</i> A. Rich.	Tiliaceae
Phgr	GC	<i>Uvaria chamae</i> P. Beauv.	Annonaceae
Th	SZ	<i>Vernonia ambigua</i> Kotschy & Peyr.	Asteraceae
Nph	SZ	<i>Vernonia colorata</i> (Willd.) Drake	Asteraceae
Th	AM	<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.	Leguminosae-Pap.
Th	SZ	<i>Vigna racemosa</i> (G. Don) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Pap.
McPh	S	<i>Vitellaria paradoxa</i> C. F. Gaertn. ssp. <i>paradoxa</i>	Sapotaceae
MsPh	AT	<i>Vitex doniana</i> Sweet	Verbenaceae
Ch	Pan	<i>Waltheria indica</i> L.	Sterculiaceae
Th	SZ	<i>Wissadula amplissima</i> (L.) R. E. Fries var. <i>rostrata</i> (Schumach. & Thonn.) R. E. Fries	Malvaceae
MsPh	SG	<i>Zanthoxylum zanthoxyloides</i> (Lam.) Zepernich & Timler	Rutaceae
McPh	AT	<i>Ziziphus abyssinica</i> A. Rich.	Rhamnaceae

Annexe 10. Liste exhaustive des espèces caractéristiques des groupements identifiés

A = Abondance relative F = Fréquence relative V = valeur indicatrice

Espèces	A	F	V	Espèces	A	F	V
G1							
Tamarindus indica	87	60	52	G3			
Desmodium velutinum	83	60	50	Maytenus heterophylla	92	100	92
Diospiros mespiliformis	48	87	41	Landolphia togolana	75	100	75
Piliostigma thonningii	74	53	40	Kigelia africana	77	60	46
Vitex doniana	79	33	26	Khaya senegalensis	54	60	32
Parkia biglobosa	44	53	24	Ximenia americana	62	40	25
Pouteria alnifolia	89	20	18	Justicia tenela	54	40	21
Isoberlina doka	100	13	13	G4			
Trichilia retusta	100	13	13	Chromolaena odorata	53	91	48
Motandra guinéensis	81	13	11	Anacardium occidentale	100	36	36
G2				Vitellaria paradoxa	54	55	30
Morinda senegalensis	87	64	56	Rothamannia longiflora	100	27	27
Lanea kerstingii	62	82	50	Keetia mannii	100	9	9
Lonchocarpus sericeus	90	55	49	G5			
Olyra latifolia	100	45	45	Pterocarpus erinaceus Poir	79	56	44
Bambusa vulgaris	93	45	42	Dioscorea Sp	61	56	34
Anogeissus leiocarpa	32	91	29	Manihot glaziovii	44	33	15
Cola gigantea	51	55	28	Gardenia ternifolia	100	11	11
Olax gambecola	100	27	27	Parinari curatellifolia	100	11	11
Ceiba pentendra	80	27	22	Pseudocedrela Kotschyi	100	11	11
Trichilia prieureana	100	18	18	Terminalia macroptera	100	11	11
Ficus congensus	63	27	17				
Zanthoxylum zanthozoides	61	27	17				

Annexe 11. Liste exhaustive des espèces du groupement G1

TB	TP	Noms scientifiques	Familles
McPh	S	<i>Acacia senegal</i> (L.) Willd.	Leguminosae-Mim.
G	SZ	<i>Aframomum alboviolaceum</i> (Ridley) K. Schum.	Zingiberaceae
MsPh	S	<i>Afzelia africana</i> Sm.	Leguminosae-Caes.
MsPh	SZ	<i>Aganope stuhlmannii</i> (Taub.) Adema	Leguminosae-Pap.
Th	Pan	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae
MsPh	SG	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J. F. Macbr.	Leguminosae-Mim.
McPh	AT	<i>Allophylus africanus</i> P. Beauv.	Sapindaceae
Phgr	SG	<i>Ampelocissus leonensis</i> (Hook. f.) Planch.	Vitaceae
G	GC	<i>Anchomanes difformis</i> (Blume) Engl. <i>Andira inermis</i> (Wright) DC. var. <i>rooseveltii</i> (De Willd.)	Araceae
McPh	SG	Polhill	Leguminosae-Pap.
MsPh	S	<i>Anogeissus leicarpa</i> (DC.) Guill. & Perr.	Combretaceae
MgPh	GC	<i>Antiaris toxicaria</i> Lesch. ssp. <i>welwitschii</i> (Engl.) C. C. Berg	Moraceae
McPh	PA	<i>Antidesma vernosum</i> E. Mey. ex Tul.	Euphorbiaceae
Ch	Pal	<i>Asparagus africanus</i> Lam.	Asparagaceae
Th	PA	<i>Aspilia africana</i> (Pers.) Adams	Asteraceae
Th	SG	<i>Aspilia bussei</i> O. Hoffm. & Muschl.	Asteraceae
MsPh	GC	<i>Berlinia grandiflora</i> (Vahl) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Caes.
MsPh	S	<i>Bombax costatum</i> Pellegr. & Vuillet	Bombacaceae
McPh	PA	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Euphorbiaceae
McPh	PA	<i>Burkea africana</i> Hook.	Leguminosae-Caes.
MgPh	Pan	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Bombacaceae
Ch	SZ	<i>Ceratotheca sesamoides</i> Endl.	Pedaliaceae
Ch	Pan	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King	Asteraceae
Phgr	SG	<i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr.	Vitaceae
Phgr	AT	<i>Clerodendrum capitatum</i> (Willd.) Schumach. & Thonn.	Verbenaceae
MgPh	GC	<i>Cola gigantea</i> A. Chev. Var. <i>gigantea</i>	Sterculiaceae
MsPh	S	<i>Combretum glutinosum</i> Perr. ex DC. <i>Combretum nigricans</i> Lepr. ex Guill. & Perr. Var. <i>elliottii</i>	Combretaceae
McPh	S	(Engl. & Diels) Aubrév.	Combretaceae
Th	AM	<i>Crassocephalum rubens</i> (Juss. ex Jacq.) S. Moore var. <i>rubens</i>	Asteraceae
MsPh	SZ	<i>Crossopteryx febrifuga</i> (G. Don) Benth.	Rubiaceae
Ch	GC	<i>Culcasia scandens</i> P. Beauv.	Araceae
Ch	SG	<i>Cyphostemma adenocaula</i> (Steud.) Desc.	Vitaceae
G	SG	<i>Cyphostemma sokodense</i> (Gilg & Brandt) Desc.	Vitaceae
MsPh	S	<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Caes.
MsPh	S	<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Caes.
Ch	Pal	<i>Desmodium gangeticum</i> (L.) DC. var. <i>gangeticum</i>	Leguminosae-Pap.
Ch	Pal	<i>Desmodium gangeticum</i> (L.) DC. var. <i>maculatum</i> (L.) Baker	Leguminosae-Pap.
McPh	SZ	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.	Leguminosae-Mim.
G	Pan	<i>Dioscorea bulbifera</i> L.	Dioscoreaceae
G	S	<i>Dioscorea togoensis</i> Knuth	Dioscoreaceae

MsPh	PA	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	Ebenaceae
McPh	GC	<i>Diospyros monbuttensis</i> Gürke	Ebenaceae
Ch	SG	<i>Dissotis irvingiana</i> Hook.	Melastomataceae
Th	Pal	<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	Asteraceae
McPh	PA	<i>Entada africana</i> Guill. & Perr.	Leguminosae-Mim.
Ch	PA	<i>Eriosema psoraleoides</i> (Lam.) G. Don	Leguminosae-Pap.
Ch	S	<i>Fadogia agrestis</i> Schweinf. ex Hiern	Rubiaceae
MsPh	AT	<i>Ficus sur</i> Forssk.	Moraceae
McPh	AT	<i>Flacourtia indica</i> (Burm. f.) Merr.	Flacourtiaceae
Th	GC	<i>Hypoestes cancellata</i> Nees	Acanthaceae
Th	AT	<i>Indigofera dendroides</i> Jacq.	Leguminosae-Pap.
Th	SZ	<i>Ipomoea heterotricha</i> F. Didr.	Convolvulaceae
McPh	S	<i>Lannea acida</i> A. Rich. s. l.	Anacardiaceae
McPh	GC	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch. ex Benth.	Sapindaceae
MsPh	AA	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth	Leguminosae-Pap.
MsPh	S	<i>Lophira lanceolata</i> Tiegh. ex Keay	Ochnaceae
MsPh	AT	<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill.) Webster	Euphorbiaceae
McPh	GC	<i>Markhamia tomentosa</i> (Benth.) K. Schum. ex Engl.	Bignoniaceae
Th	AT	<i>Monechma depauperatum</i> (T. Anderson) C. B. Clarke	Acanthaceae
MsPh	GC	<i>Napoleonaea vogelii</i> Hook. & Planch.	Lecythidaceae
G	Pal	<i>Nervilia crociformis</i> (Zoll. & Mor.) Seidenf.	Orchidaceae
MgPh	GC	<i>Ochna afzelii</i> R. Br. ex Oliv.	Ochnaceae
Ch	Pan	<i>Oplismenus burmannii</i> (Retz.) P. Beauv.	Poaceae
Th	S	<i>Pandiaka angustifolia</i> (Vahl) Hepper	Amaranthaceae
Th	S	<i>Pandiaka involucrata</i> (Moq.) Hook. f.	Amaranthaceae
McPh	SZ	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae
MsPh	Pal	<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) R. Br. ex Benth.	Leguminosae-Mim.
Phgr	AA	<i>Paullinia pinnata</i> L.	Sapindaceae
Nph	SG	<i>Philenoptera cyanescens</i> (Schumach. & Thonn.) Roberty	Leguminosae-Pap.
Phgr	AT	<i>Phyllanthus muellerianus</i> (Kuntze) Exell	Euphorbiaceae
Nph	SZ	<i>Pseudarthria confertiflora</i> (A. Rich.) Baker	Leguminosae-Pap.
McPh	S	<i>Pseudocedrela kotschyi</i> (Schweinf.) Harms.	Meliaceae
MsPh	S	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	Leguminosae-Pap.
McPh	GC	<i>Rothmannia longiflora</i> Salisb.	Rubiaceae
G	GC	<i>Sansevieria liberica</i> hort. ex Gerome & Labroy	Dracaenaceae
McPh	AT	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E. A. Bruce	Rubiaceae
G	SG	<i>Smilax anceps</i> Willd.	Smilacaceae
MsPh	SZ	<i>Sterculia setigera</i> Delile	Sterculiaceae
MsPh	GC	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Sterculiaceae
MsPh	PA	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	Bignoniaceae
McPh	AM	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae
McPh	PA	<i>Swartzia madagascariensis</i> Desv.	Leguminosae-Pap.
McPh	AT	<i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC. var. <i>macrocarpum</i> (Engl.) F. White	Myrtaceae

G	Pan	<i>Tacca leontopetaloides</i> (L.) Kuntze	Taccaceae
MsPh	Pan	<i>Tamarindus indica</i> L.	Leguminosae-Caes.
Ch	SZ	<i>Tephrosia elegans</i> Schumach.	Leguminosae-Pap.
McPh	Pan	<i>Trichilia emetica</i> Vahl	Meliaceae
Ch	SZ	<i>Triumfetta pentandra</i> A. Rich.	Tiliaceae
Th	SZ	<i>Vernonia ambigua</i> Kotschy & Peyr.	Asteraceae
McPh	S	<i>Vitellaria paradoxa</i> C. F. Gaertn. ssp. <i>paradoxa</i>	Sapotaceae
McPh	AT	<i>Ziziphus abyssinica</i> A. Rich.	Rhamnaceae

Annexe 12. Liste exhaustive des espèces du groupement G2

TB	TP	Noms scientifiques	Familles
Phgr	GC	<i>Acridocarpus alternifolius</i> (Schumach. & Thonn.) Nied.	Malpighiaceae
G	SZ	<i>Aframomum alboviolaceum</i> (Ridley) K. Schum.	Zingiberaceae
MsPh	S	<i>Afzelia africana</i> Sm.	Leguminosae-Caes.
MsPh	SZ	<i>Aganope stuhlmannii</i> (Taub.) Adema	Leguminosae-Pap.
MsPh	SG	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J. F. Macbr.	Leguminosae-Mim.
G	SG	<i>Amorphophallus abyssinicus</i> (A. Rich.) N. E. Br.	Araceae
G	SG	<i>Amorphophallus baumannii</i> (Engl.) N. E. Br.	Araceae
Phgr	SG	<i>Ampelocissus leonensis</i> (Hook. f.) Planch.	Vitaceae
G	GC	<i>Anchomanes difformis</i> (Blume) Engl.	Araceae
MsPh	S	<i>Anogeissus leicarpa</i> (DC.) Guill. & Perr.	Combretaceae
McPh	PA	<i>Antidesma vernosum</i> E. Mey. ex Tul.	Euphorbiaceae
Ch	Pal	<i>Asparagus africanus</i> Lam.	Asparagaceae
MsPh	S	<i>Bombax costatum</i> Pellegr. & Vuillet	Bombacaceae
McPh	PA	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Euphorbiaceae
McPh	PA	<i>Burkea africana</i> Hook.	Leguminosae-Caes.
MgPh	Pan	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Bombacaceae
Ch	SZ	<i>Ceratotheca sesamoides</i> Endl.	Pedaliaceae
Ch	Pan	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King	Asteraceae
Phgr	SG	<i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr.	Vitaceae
G	S	<i>Cochlospermum tinctorium</i> A. Rich.	Cochlospermaceae
MsPh	S	<i>Combretum collinum</i> Fresen.	Combretaceae
MsPh	S	<i>Combretum glutinosum</i> Perr. ex DC.	Combretaceae
MsPh	SZ	<i>Combretum molle</i> R. Br. ex G. Don	Combretaceae
McPh	S	<i>Combretum nigricans</i> Lepr. ex Guill. & Perr. Var. <i>elliotii</i> (Engl. & Diels) Aubrév.	Combretaceae
G	Pal	<i>Crinum zeylanicum</i> (L.) L.	Amaryllidaceae
MsPh	SZ	<i>Crossopteryx febrifuga</i> (G. Don) Benth.	Rubiaceae
Ch	GC	<i>Culcasia scandens</i> P. Beauv.	Araceae
G	AM	<i>Curculigo pilosa</i> (Schumach. & Thonn.) Engl.	Hypoxidaceae
McPh	SZ	<i>Cussonia arborea</i> Hochst. ex A. Rich.	Araliaceae
G	Pan	<i>Cyperus sphacelatus</i> L.	Cyperaceae
Ch	SG	<i>Cyphostemma adenocaula</i> (Steud.) Desc.	Vitaceae
G	SG	<i>Cyphostemma flavicans</i> (Baker) Desc.	Vitaceae
G	SG	<i>Cyphostemma sokodense</i> (Gilg & Brandt) Desc.	Vitaceae
MsPh	S	<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Caes.
Ch	Pal	<i>Desmodium gangeticum</i> (L.) DC. var. <i>maculatum</i> (L.) Baker	Leguminosae-Pap.
G	SZ	<i>Dicoma sessiliflora</i> Harv.	Asteraceae
MsPh	PA	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	Ebenaceae
Ch	SG	<i>Dissotis irvingiana</i> Hook.	Melastomataceae
McPh	PA	<i>Entada africana</i> Guill. & Perr.	Leguminosae-Mim.
Ch	PA	<i>Eriosema psoraleoides</i> (Lam.) G. Don	Leguminosae-Pap.
MsPh	SG	<i>Erythrina senegalensis</i> DC.	Leguminosae-Pap.
Ch	S	<i>Euphorbia convolvuloides</i> Hochst. ex Benth.	Euphorbiaceae

Th	Pan	<i>Euphorbia hirta</i> L.	Euphorbiaceae
Ch	S	<i>Fadogia agrestis</i> Schweinf. ex Hiern	Rubiaceae
MsPh	AT	<i>Ficus sur</i> Forssk.	Moraceae
Th	AT	<i>Hibiscus asper</i> Hook. f.	Malvaceae
Th	GC	<i>Hypoestes cancellata</i> Nees	Acanthaceae
Th	Pan	<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit.	Lamiaceae
Th	AT	<i>Indigofera dendroides</i> Jacq.	Leguminosae-Pap.
Th	S	<i>Indigofera kerstingii</i> Harms	Leguminosae-Pap.
Th	AT	<i>Indigofera paniculata</i> Vahl ex Pers. ssp. <i>paniculata</i>	Leguminosae-Pap.
Mph	S	<i>Isoberlinia doka</i> Craib & Stapf	Leguminosae-Caes.
McPh	SZ	<i>Isoberlinia tomentosa</i> (Harms) Craib & Stapf	Leguminosae-Caes.
Ch	AT	<i>Justicia flava</i> (Forssk.) Vahl	Acanthaceae
McPh	S	<i>Lannea acida</i> A. Rich. s. l.	Anacardiaceae
Ch	SZ	<i>Lantana ukambensis</i> (Vatke) Verdc.	Verbenaceae
MsPh	AA	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth	Leguminosae-Pap.
MsPh	S	<i>Lophira lanceolata</i> Tiegh. ex Keay	Ochnaceae
McPh	S	<i>Maranthes polyandra</i> (Benth.) Prance	Chrysobalanaceae
MsPh	AT	<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill.) Webster	Euphorbiaceae
MgPh	GC	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) C. C. Berg	Moraceae
McPh	SZ	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae
MsPh	Pal	<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) R. Br. ex Benth.	Leguminosae-Mim.
McPh	AT	<i>Pavetta crassipes</i> K. Schum.	Rubiaceae
McPh	S	<i>Pseudocedrela kotschyi</i> (Schweinf.) Harms.	Meliaceae
MsPh	S	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	Leguminosae-Pap.
Nph	GC	<i>Rytigynia nigerica</i> (S. Moore) Robyns.	Rubiaceae
McPh	AT	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E. A. Bruce	Rubiaceae
G	SG	<i>Smilax anceps</i> Willd.	Smilacaceae
MsPh	SZ	<i>Sterculia setigera</i> Delile	Sterculiaceae
MsPh	GC	<i>Sterculia tragacantha</i> Lindl.	Sterculiaceae
MsPh	PA	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	Bignoniaceae
McPh	AM	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae
G	SZ	<i>Stylochaeton hypogeum</i> Lepr.	Araceae
McPh	PA	<i>Swartzia madagascariensis</i> Desv. <i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC. var. <i>macrocarpum</i> (Engl.) F.	Leguminosae-Pap.
McPh	AT	White	Myrtaceae
G	Pan	<i>Tacca leontopetaloides</i> (L.) Kuntze	Taccaceae
MsPh	Pan	<i>Tamarindus indica</i> L.	Leguminosae-Caes.
Nph	SZ	<i>Tinnea barteri</i> Gürke	Lamiaceae
G	S	<i>Tragia senegalensis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae
McPh	Pan	<i>Trichilia emetica</i> Vahl	Meliaceae
McPh	S	<i>Vitellaria paradoxa</i> C. F. Gaertn. ssp. <i>paradoxa</i>	Sapotaceae
MsPh	AT	<i>Vitex doniana</i> Sweet	Verbenaceae
Ch	Pan	<i>Waltheria indica</i> L.	Sterculiaceae
MsPh	SG	<i>Zanthoxylum zanthoxyloides</i> (Lam.) Zepernich & Timler	Rutaceae

Annexe 13. Liste exhaustive des especes du groupement G3

TB	TP	Noms scientifiques	Familles
McPh	S	<i>Acacia senegal</i> (L.) Willd.	Leguminosae-Mim.
Phgr	GC	<i>Acridocarpus alternifolius</i> (Schumach. & Thonn.) Nied.	Malpighiaceae
G	SZ	<i>Aframomum alboviolaceum</i> (Ridley) K. Schum.	Zingiberaceae
MsPh	S	<i>Afzelia africana</i> Sm.	Leguminosae-Caes.
MsPh	SZ	<i>Aganope stuhlmannii</i> (Taub.) Adema	Leguminosae-Pap.
MsPh	SG	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J. F. Macbr.	Leguminosae-Mim.
McPh	AT	<i>Allophylus africanus</i> P. Beauv.	Sapindaceae
McPh	SZ	<i>Allophylus spicatus</i> (Poir.) Radlk.	Sapindaceae
G	SG	<i>Amorphophallus abyssinicus</i> (A. Rich.) N. E. Br.	Araceae
Phgr	SG	<i>Ampelocissus leonensis</i> (Hook. f.) Planch.	Vitaceae
G	GC	<i>Anchomanes difformis</i> (Blume) Engl.	Araceae
McPh	SG	<i>Andira inermis</i> (Wright) DC. var. <i>rooseveltii</i> (De Willd.) Polhill	Leguminosae-Pap.
Hc	Pal	<i>Andropogon chinensis</i> (Nees) Merr.	Poaceae
Hc	S	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth var. <i>polycladus</i> (Hack.) Clayton	Poaceae
Hc	SG	<i>Andropogon tectorum</i> Schumach. & Thonn.	Poaceae
McPh	Pan	<i>Annona senegalensis</i> Pers. ssp. <i>senegalensis</i>	Annonaceae
MsPh	S	<i>Anogeissus leicarpa</i> (DC.) Guill. & Perr.	Combretaceae
McPh	PA	<i>Antidesma vernosum</i> E. Mey. ex Tul.	Euphorbiaceae
Ch	Pal	<i>Asparagus africanus</i> Lam.	Asparagaceae
Th	SG	<i>Aspilia bussei</i> O. Hoffm. & Muschl.	Asteraceae
Hc	AT	<i>Beckeropsis unisetata</i> (Nees) K. Schum.	Poaceae
Th	Pan	<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae
Th	Pal	<i>Biophytum petersianum</i> Klotzsch	Oxalidaceae
Th	Pal	<i>Blumea viscosa</i> (Mill.) V. M. Badillo	Asteraceae
MsPh	S	<i>Bombax costatum</i> Pellegr. & Vuillet	Bombacaceae
MsPh	SZ	<i>Borassus aethiopum</i> Mart.	Arecaceae
McPh	PA	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Euphorbiaceae
McPh	PA	<i>Burkea africana</i> Hook.	Leguminosae-Caes.
MsPh	PA	<i>Cassia sieberiana</i> DC.	Leguminosae-Caes.
MgPh	Pan	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Bombacaceae
Ch	SZ	<i>Ceratotheca sesamoides</i> Endl.	Pedaliaceae
Ch	Pan	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King	Asteraceae
Phgr	SG	<i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr.	Vitaceae
G	S	<i>Cochlospermum tinctorium</i> A. Rich.	Cochlospermaceae
MsPh	S	<i>Combretum collinum</i> Fresen.	Combretaceae
MsPh	S	<i>Combretum glutinosum</i> Perr. ex DC.	Combretaceae
MsPh	SZ	<i>Combretum molle</i> R. Br. ex G. Don	Combretaceae
McPh	S	<i>Combretum nigricans</i> Lepr. ex Guill. & Perr. Var. <i>elliotii</i> (Engl. & Diels) Aubrév.	Combretaceae
Th	Pan	<i>Commelina erecta</i> L. ssp. <i>Erecta</i>	Commelinaceae
Th	AM	<i>Crassocephalum rubens</i> (Juss. ex Jacq.) S. Moore var. <i>rubens</i>	Asteraceae

G	Pal	<i>Crinum zeylanicum</i> (L.) L.	Amaryllidaceae
MsPh	SZ	<i>Crossopteryx febrifuga</i> (G. Don) Benth.	Rubiaceae
Th	SZ	<i>Crotalaria microcarpa</i> Hochst. ex Benth.	Leguminosae-Pap.
Th	S	<i>Ctenium elegans</i> Kunth	Poaceae
G	AM	<i>Curculigo pilosa</i> (Schumach. & Thonn.) Engl.	Hypoxidaceae
McPh	SZ	<i>Cussonia arborea</i> Hochst. ex A. Rich.	Araliaceae
Hc	AT	<i>Cymbopogon giganteus</i> (Hochst.) Chiov.	Poaceae
G	Pan	<i>Cyperus sphacelatus</i> L.	Cyperaceae
Ch	SG	<i>Cyphostemma adenocaula</i> (Steud.) Desc.	Vitaceae
G	SG	<i>Cyphostemma sokodense</i> (Gilg & Brandt) Desc.	Vitaceae
MsPh	S	<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Caes.
Ch	Pal	<i>Desmodium gangeticum</i> (L.) DC. var. <i>gangeticum</i>	Leguminosae-Pap.
McPh	SZ	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.	Leguminosae-Mim.
G	SZ	<i>Dicoma sessiliflora</i> Harv.	Asteraceae
G	Pan	<i>Dioscorea bulbifera</i> L.	Dioscoreaceae
G	S	<i>Dioscorea togoensis</i> Knuth	Dioscoreaceae
MsPh	PA	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	Ebenaceae
Ch	SG	<i>Dissotis irvingiana</i> Hook.	Melastomataceae
Ch	Pal	<i>Echinops longifolius</i> A. Rich.	Asteraceae
McPh	PA	<i>Entada africana</i> Guill. & Perr.	Leguminosae-Mim.
Ch	PA	<i>Eriosema psoraleoides</i> (Lam.) G. Don	Leguminosae-Pap.
Ch	S	<i>Euphorbia convolvuloides</i> Hochst. ex Benth.	Euphorbiaceae
Ch	S	<i>Fadogia agrestis</i> Schweinf. ex Hiern	Rubiaceae
MsPh	AT	<i>Ficus sur</i> Forssk.	Moraceae
MsPh	AT	<i>Ficus thonningii</i> Blume	Moraceae
McPh	AT	<i>Flacourtia indica</i> (Burm. f.) Merr.	Flacourtiaceae
Nph	SZ	<i>Gardenia aqualla</i> Stapf & Hutch.	Rubiaceae
Nph	Pal	<i>Gardenia ternifolia</i> Schumach. & Thonn. ssp. <i>ternifolia</i>	Rubiaceae
Nph	SZ	<i>Grewia bicolor</i> Juss.	Tiliaceae
Th	AT	<i>Hibiscus asper</i> Hook. f.	Malvaceae
Hc	S	<i>Hyparrhenia smithiana</i> (Hook. f.) Stapf var. <i>major</i> W. D. Clayton	Poaceae
Th	GC	<i>Hypoestes cancellata</i> Nees	Acanthaceae
Th	Pan	<i>Hyptis suaveolens</i> (L.) Poit.	Lamiaceae
Hc	Pan	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae
Th	AT	<i>Indigofera dendroides</i> Jacq.	Leguminosae-Pap.
Th	S	<i>Indigofera kerstingii</i> Harms	Leguminosae-Pap.
Nph	SZ	<i>Indigofera nigrifolia</i> Hook. f.	Leguminosae-Pap.
Th	AT	<i>Indigofera paniculata</i> Vahl ex Pers. ssp. <i>paniculata</i>	Leguminosae-Pap.
Th	SZ	<i>Indigofera polysphaera</i> Baker	Leguminosae-Pap.
McPh	SZ	<i>Isoberlinia tomentosa</i> (Harms) Craib & Stapf	Leguminosae-Caes.
Ch	AT	<i>Justicia flava</i> (Forssk.) Vahl	Acanthaceae
McPh	S	<i>Lanea acida</i> A. Rich. s. l.	Anacardiaceae
Ch	SZ	<i>Lantana ukambensis</i> (Vatke) Verdc.	Verbenaceae
McPh	GC	<i>Lecaniodiscus cupanioides</i> Planch. ex Benth.	Sapindaceae

Ch	SG	<i>Lippia multiflora</i> Moldenke	Verbenaceae
Ch	SG	<i>Lippia rugosa</i> A. Chev.	Verbenaceae
MsPh	AA	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth	Leguminosae-Pap.
MsPh	S	<i>Lophira lanceolata</i> Tiegh. ex Keay	Ochnaceae
Nph	SG	<i>Macrosphyra longistyla</i> (DC.) Hiern	Rubiaceae
McPh	S	<i>Maranthes polyandra</i> (Benth.) Prance	Chrysobalanaceae
MsPh	AT	<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill.) Webster	Euphorbiaceae
McPh	GC	<i>Markhamia tomentosa</i> (Benth.) K. Schum. ex Engl.	Bignoniaceae
MgPh	GC	<i>Milicia excelsa</i> (Welw.) C. C. Berg	Moraceae
Th	AT	<i>Monechma depauperatum</i> (T. Anderson) C. B. Clarke	Acanthaceae
MsPh	GC	<i>Monodora tenuifolia</i> Benth.	Annonaceae
G	GC	<i>Nephrolepis undulata</i> (Afzel. ex SW.) J. Sm.	Pteridophyta
G	Pal	<i>Nervilia crociformis</i> (Zoll. & Mor.) Seidenf.	Orchidaceae
McPh	SG	<i>Olax subscorpioidea</i> Oliv.	Olacaceae
Phgr	SZ	<i>Opilia amentacea</i> Roxb.	Opiliaceae
Ch	Pan	<i>Oplismenus burmannii</i> (Retz.) P. Beauv.	Poaceae
Th	S	<i>Pandiaka angustifolia</i> (Vahl) Hepper	Amaranthaceae
Th	S	<i>Pandiaka involucrata</i> (Moq.) Hook. f.	Amaranthaceae
McPh	SZ	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae
Phgr	AA	<i>Paullinia pinnata</i> L.	Sapindaceae
McPh	AT	<i>Pavetta crassipes</i> K. Schum.	Rubiaceae
Th	Pan	<i>Pennisetum polystachion</i> (L.) Schult. ssp. <i>polystachion</i>	Poaceae
Nph	SG	<i>Philenoptera cyanescens</i> (Schumach. & Thonn.) Roberty	Leguminosae-Pap.
Nph	SZ	<i>Protea madiensis</i> Oliv. ssp. <i>madiensis</i>	Proteaceae
McPh	S	<i>Pseudocedrela kotschyi</i> (Schweinf.) Harms.	Meliaceae
Nph	AT	<i>Psorospermum febrifugum</i> Spach	Clusiaceae
MsPh	S	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	Leguminosae-Pap.
McPh	SG	<i>Rauvolfia vomitoria</i> Afzel.	Apocynaceae
McPh	GC	<i>Rothmannia longiflora</i> Salisb.	Rubiaceae
McPh	AT	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E. A. Bruce	Rubiaceae
Hc	Pan	<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Poaceae
Ch	Pan	<i>Sida acuta</i> Burm. f. ssp. <i>acuta</i>	Malvaceae
G	SG	<i>Smilax anceps</i> Willd.	Smilacaceae
Th	Pan	<i>Spermacoce stachydea</i> DC. var. <i>stachydea</i>	Rubiaceae
MsPh	SZ	<i>Sterculia setigera</i> Delile	Sterculiaceae
MsPh	PA	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	Bignoniaceae
McPh	AM	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae
G	SZ	<i>Stylochaeton hypogeum</i> Lepr.	Araceae
Ch	AM	<i>Stylosanthes erecta</i> Beauv.	Leguminosae-Pap.
McPh	PA	<i>Swartzia madagascariensis</i> Desv. <i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC. var. <i>macrocarpum</i> (Engl.) F.	Leguminosae-Pap.
McPh	AT	White	Myrtaceae
G	Pan	<i>Tacca leontopetaloides</i> (L.) Kuntze	Taccaceae
MsPh	Pan	<i>Tamarindus indica</i> L.	Leguminosae-Caes.

Ch	SZ	<i>Tephrosia elegans</i> Schumach.	Leguminosae-Pap.
Nph	SZ	<i>Tinnea barteri</i> Gürke	Lamiaceae
G	S	<i>Tragia senegalensis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae
Ch	SZ	<i>Triumfetta pentandra</i> A. Rich.	Tiliaceae
Th	SZ	<i>Vernonia ambigua</i> Kotschy & Peyr.	Asteraceae
Nph	SZ	<i>Vernonia colorata</i> (Willd.) Drake	Asteraceae
Th	AM	<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.	Leguminosae-Pap.
Th	SZ	<i>Vigna racemosa</i> (G. Don) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Pap.
McPh	S	<i>Vitellaria paradoxa</i> C. F. Gaertn. ssp. <i>paradoxa</i>	Sapotaceae
MsPh	AT	<i>Vitex doniana</i> Sweet	Verbenaceae
Ch	Pan	<i>Waltheria indica</i> L.	Sterculiaceae
McPh	AT	<i>Ziziphus abyssinica</i> A. Rich.	Rhamnaceae

Annexe 14. Liste exhaustive des especes du groupement G4

TB	TP	Noms scientifiques	Familles
MsPh	S	<i>Afzelia africana</i> Sm.	Leguminosae-Caes.
MsPh	EI	<i>Anacardium occidentale</i> L.	Anacardiaceae
Ch	Pal	<i>Asparagus africanus</i> Lam.	Asparagaceae
MsPh	EI	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Meliaceae
MsPh	S	<i>Bombax costatum</i> Pellegr. & Vuillet	Bombacaceae
MsPh	SZ	<i>Borassus aethiopum</i> Mart.	Arecaceae
MgPh	Pan	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Bombacaceae
McPh	SZ	<i>Cussonia arborea</i> Hochst. ex A. Rich.	Araliaceae
MsPh	S	<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Caes.
MsPh	PA	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	Ebenaceae
MsPh	GC	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	Arecaceae
Th	AT	<i>Hibiscus asper</i> Hook. f.	Malvaceae
Hc	Pan	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae
McPh	SG	<i>Kigelia africana</i> (Lam.) Benth.	Bignoniaceae
Th	Pan	<i>Leucas martinicensis</i> (Jacq.) R. Br.	Lamiaceae
MsPh	S	<i>Lophira lanceolata</i> Tiegh. ex Keay	Ochnaceae
MgPh	Pan	<i>Mangifera indica</i> L.	Anacardiaceae
MsPh	Pal	<i>Parkia biglobosa</i> (Jacq.) R. Br. ex Benth.	Leguminosae-Mim.
McPh	S	<i>Pseudocedrela kotschyi</i> (Schweinf.) Harms.	Meliaceae
McPh	AT	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E. A. Bruce	Rubiaceae
MsPh	SZ	<i>Sterculia setigera</i> Delile	Sterculiaceae
McPh	AM	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae
MsPh	Pan	<i>Tamarindus indica</i> L.	Leguminosae-Caes.
McPh	S	<i>Terminalia avicennioides</i> Guill. & Perr.	Combretaceae
McPh	S	<i>Vitellaria paradoxa</i> C. F. Gaertn. ssp. <i>paradoxa</i>	Sapotaceae
MsPh	AT	<i>Vitex doniana</i> Sweet	Verbenaceae

Annexe 15. Liste exhaustive des espèces du groupement G5

TB	TP	Noms scientifiques	Familles
McPh	S	<i>Acacia senegal</i> (L.) Willd.	Leguminosae-Mim.
G	SZ	<i>Aframomum albobviolaceum</i> (Ridley) K. Schum.	Zingiberaceae
MsPh	S	<i>Afzelia africana</i> Sm.	Leguminosae-Caes.
MsPh	SZ	<i>Aganope stuhlmannii</i> (Taub.) Adema	Leguminosae-Pap.
MsPh	SG	<i>Albizia zygia</i> (DC.) J. F. Macbr.	Leguminosae-Mim.
McPh	AT	<i>Allophylus africanus</i> P. Beauv.	Sapindaceae
G	SG	<i>Amorphophallus abyssinicus</i> (A. Rich.) N. E. Br.	Araceae
Phgr	SG	<i>Ampelocissus leonensis</i> (Hook. f.) Planch.	Vitaceae
G	GC	<i>Anchomanes difformis</i> (Blume) Engl.	Araceae
Hc	S	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth var. <i>polycladus</i> (Hack.) Clayton	Poaceae
Hc	SG	<i>Andropogon tectorum</i> Schumach. & Thonn.	Poaceae
McPh	Pan	<i>Annona senegalensis</i> Pers. ssp. <i>senegalensis</i>	Annonaceae
MsPh	S	<i>Anogeissus leicarpa</i> (DC.) Guill. & Perr.	Combretaceae
McPh	PA	<i>Antidesma vernosum</i> E. Mey. ex Tul.	Euphorbiaceae
Ch	Pal	<i>Asparagus africanus</i> Lam.	Asparagaceae
Th	SG	<i>Aspilia bussei</i> O. Hoffm. & Muschl.	Asteraceae
Hc	AT	<i>Beckeropsis uniseta</i> (Nees) K. Schum.	Poaceae
Th	Pal	<i>Biophytum petersianum</i> Klotzsch	Oxalidaceae
MsPh	S	<i>Bombax costatum</i> Pellegr. & Vuillet	Bombacaceae
MsPh	SZ	<i>Borassus aethiopum</i> Mart.	Arecaceae
McPh	PA	<i>Bridelia ferruginea</i> Benth.	Euphorbiaceae
McPh	PA	<i>Burkea africana</i> Hook.	Leguminosae-Caes.
MsPh	PA	<i>Cassia sieberiana</i> DC.	Leguminosae-Caes.
Ch	Pan	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R. M. King	Asteraceae
Phgr	SG	<i>Cissus populnea</i> Guill. & Perr.	Vitaceae
G	S	<i>Cochlospermum tinctorium</i> A. Rich.	Cochlospermaceae
MsPh	S	<i>Combretum collinum</i> Fresen.	Combretaceae
MsPh	S	<i>Combretum glutinosum</i> Perr. ex DC.	Combretaceae
MsPh	SZ	<i>Combretum molle</i> R. Br. ex G. Don	Combretaceae
McPh	S	<i>Combretum nigricans</i> Lepr. ex Guill. & Perr. Var. <i>elliottii</i> (Engl. & Diels) Aubrév.	Combretaceae
Th	AM	<i>Crassocephalum rubens</i> (Juss. ex Jacq.) S. Moore var. <i>rubens</i>	Asteraceae
G	Pal	<i>Crinum zeylanicum</i> (L.) L.	Amaryllidaceae
MsPh	SZ	<i>Crossopteryx febrifuga</i> (G. Don) Benth.	Rubiaceae
Th	SZ	<i>Crotalaria microcarpa</i> Hochst. ex Benth.	Leguminosae-Pap.
Th	S	<i>Ctenium elegans</i> Kunth	Poaceae
G	AM	<i>Curculigo pilosa</i> (Schumach. & Thonn.) Engl.	Hypoxidaceae
McPh	SZ	<i>Cussonia arborea</i> Hochst. ex A. Rich.	Araliaceae
Hc	AT	<i>Cymbopogon giganteus</i> (Hochst.) Chiov.	Poaceae
G	SG	<i>Cyphostemma sokodense</i> (Gilg & Brandt) Desc.	Vitaceae
MsPh	S	<i>Daniellia oliveri</i> (Rolfe) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Caes.
Ch	Pal	<i>Desmodium gangeticum</i> (L.) DC. var. <i>gangeticum</i>	Leguminosae-Pap.
McPh	SZ	<i>Dichrostachys cinerea</i> (L.) Wight & Arn.	Leguminosae-Mim.

G	Pan	<i>Dioscorea bulbifera</i> L.	Dioscoreaceae
G	S	<i>Dioscorea togoensis</i> Knuth	Dioscoreaceae
MsPh	PA	<i>Diospyros mespiliformis</i> Hochst. ex A. DC.	Ebenaceae
McPh	PA	<i>Entada africana</i> Guill. & Perr.	Leguminosae-Mim.
Ch	PA	<i>Eriosema psoraleoides</i> (Lam.) G. Don	Leguminosae-Pap.
Ch	S	<i>Fadogia agrestis</i> Schweinf. ex Hiern	Rubiaceae
MsPh	AT	<i>Ficus sur</i> Forssk.	Moraceae
Nph	SZ	<i>Gardenia aqualla</i> Stapf & Hutch.	Rubiaceae
Nph	Pal	<i>Gardenia ternifolia</i> Schumach. & Thonn. ssp. <i>ternifolia</i>	Rubiaceae
Nph	SZ	<i>Grewia bicolor</i> Juss.	Tiliaceae
Th	AT	<i>Hibiscus asper</i> Hook. f.	Malvaceae
Hc	S	<i>Hyparrhenia smithiana</i> (Hook. f.) Stapf var. <i>major</i> W. D. Clayton	Poaceae
Hc	Pan	<i>Imperata cylindrica</i> (L.) P. Beauv.	Poaceae
Th	AT	<i>Indigofera dendroides</i> Jacq.	Leguminosae-Pap.
Th	AT	<i>Indigofera paniculata</i> Vahl ex Pers. ssp. <i>paniculata</i>	Leguminosae-Pap.
Th	SZ	<i>Indigofera polysphaera</i> Baker	Leguminosae-Pap.
McPh	SZ	<i>Isoberlinia tomentosa</i> (Harms) Craib & Stapf	Leguminosae-Caes.
McPh	S	<i>Lanea acida</i> A. Rich. s. l.	Anacardiaceae
Ch	SZ	<i>Lantana ukambensis</i> (Vatke) Verdc.	Verbenaceae
MsPh	AA	<i>Lonchocarpus sericeus</i> (Poir.) Kunth	Leguminosae-Pap.
MsPh	S	<i>Lophira lanceolata</i> Tiegh. ex Keay	Ochnaceae
McPh	S	<i>Maranthes polyandra</i> (Benth.) Prance	Chrysobalanaceae
MsPh	AT	<i>Margaritaria discoidea</i> (Baill.) Webster	Euphorbiaceae
Th	AT	<i>Monechma depauperatum</i> (T. Anderson) C. B. Clarke	Acanthaceae
G	Pal	<i>Nervilia crociformis</i> (Zoll. & Mor.) Seidenf.	Orchidaceae
Phgr	SZ	<i>Opilia amentacea</i> Roxb.	Opiliaceae
Th	S	<i>Pandiaka angustifolia</i> (Vahl) Hepper	Amaranthaceae
McPh	SZ	<i>Parinari curatellifolia</i> Planch. ex Benth.	Chrysobalanaceae
Phgr	AA	<i>Paullinia pinnata</i> L.	Sapindaceae
McPh	AT	<i>Pavetta crassipes</i> K. Schum.	Rubiaceae
Th	Pan	<i>Pennisetum polystachion</i> (L.) Schult. ssp. <i>polystachion</i>	Poaceae
McPh	S	<i>Pseudocedrela kotschyi</i> (Schweinf.) Harms.	Meliaceae
MsPh	S	<i>Pterocarpus erinaceus</i> Poir.	Leguminosae-Pap.
McPh	AT	<i>Sarcocephalus latifolius</i> (Sm.) E. A. Bruce	Rubiaceae
Ch	Pan	<i>Sida acuta</i> Burm. f. ssp. <i>acuta</i>	Malvaceae
G	SG	<i>Smilax anceps</i> Willd.	Smilacaceae
Th	Pan	<i>Spermacoce stachydea</i> DC. var. <i>stachydea</i>	Rubiaceae
MsPh	SZ	<i>Sterculia setigera</i> Delile	Sterculiaceae
MsPh	PA	<i>Stereospermum kunthianum</i> Cham.	Bignoniaceae
McPh	AM	<i>Strychnos spinosa</i> Lam.	Loganiaceae
G	SZ	<i>Stylochaeton hypogeum</i> Lepr.	Araceae
McPh	PA	<i>Swartzia madagascariensis</i> Desv.	Leguminosae-Pap.
McPh	AT	<i>Syzygium guineense</i> (Willd.) DC. var. <i>macrocarpum</i> (Engl.) F. White	Myrtaceae

G	Pan	<i>Tacca leontopetaloides</i> (L.) Kuntze	Taccaceae
MsPh	Pan	<i>Tamarindus indica</i> L.	Leguminosae-Caes.
Ch	SZ	<i>Tephrosia elegans</i> Schumach.	Leguminosae-Pap.
Nph	SZ	<i>Tinnea barteri</i> Gürke	Lamiaceae
G	S	<i>Tragia senegalensis</i> Müll. Arg.	Euphorbiaceae
Ch	SZ	<i>Triumfetta pentandra</i> A. Rich.	Tiliaceae
Th	SZ	<i>Vernonia ambigua</i> Kotschy & Peyr.	Asteraceae
Th	AM	<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.	Leguminosae-Pap.
Th	SZ	<i>Vigna racemosa</i> (G. Don) Hutch. & Dalziel	Leguminosae-Pap.
McPh	S	<i>Vitellaria paradoxa</i> C. F. Gaertn. ssp. <i>paradoxa</i>	Sapotaceae
MsPh	AT	<i>Vitex doniana</i> Sweet	Verbenaceae
Ch	Pan	<i>Waltheria indica</i> L.	Sterculiaceae
McPh	AT	<i>Ziziphus abyssinica</i> A. Rich.	Rhamnaceae

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Localisation de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie	38
Figure 2. Diagramme climatique de la région des Monts Kouffé (1980-2010)	39
Figure 3. Réseau hydrographique de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie	42
Figure 4. Evolution de la population du milieu d'étude entre 1992 et 2014	45
Figure 5. Diagramme méthodologique des traitements des images satellitaires de 1986, 2006 et 2013	49
Figure 6. Composition colorée 432 de l'image landsat 5 TM de 1986	52
Figure 7. Composition colorée 432 de l'image landsat 7 ETM ⁺ de 2006	52
Figure 8. Composition colorée 543 de l'image landsat 8 OLI-TIRS de 2013.....	52
Figure 9. Occupation des terres de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 1986.....	79
Figure 10. Occupation du sol de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 2006	80
Figure 11. Occupation des terres de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 2013....	81
Figure 12. Intensité des changements opérés par catégorie d'occupation des terres entre 1986 et 2006	88
Figure 13. Intensité des changements opérés par catégorie d'occupation des terres entre 2006 et 2013	89
Figure 14. Intensités et vitesses des changements par catégorie d'occupation des terres entre 1986 et 2006.....	90
Figure 15. Intensités et vitesses des changements par catégorie d'occupation des terres entre 2006 et 2013.....	91
Figure 16. Ilots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 1986.....	94
Figure 17. Ilots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 2006.....	95
Figure 18. Ilots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie en 2013.....	96
Figure 19. Dynamique des îlots de forêts denses sèches de la forêt classée des Monts Kouffé et de sa périphérie sud (1986-2006-2013).....	97
Figure 20. Présentation du Modèle PEIR.....	100
Figure 21 : Projections dans un système d'axes de la perception des facteurs de la fragmentation des forêts denses par les groupes socioculturels.....	101
Figure 22. Projections dans un système d'axes de la perception de la durée de fragmentation des forêts denses par les différents groupes socioculturels.....	102

Figure 23. Projections dans un système d'axes de la perception des facteurs de fragmentation des forêts denses par les différents groupes socioprofessionnels	103
Figure 24. Projections dans un système d'axes de la perception des facteurs de la fragmentation des forêts denses par les groupes socioprofessionnels.....	104
Figure 25. Projections dans un système d'axes de la perception de la durée de la fragmentation des forêts denses par les groupes socioprofessionnels.....	110
Figure 26. Classification hiérarchique des relevés phytocéologiques	112
Figure 28. Spectres des types phytogéographiques du groupement des forêts denses sèches	113
Figure 27. Spectres des types biologiques du groupement des forêts denses sèches	113
Figure 29. Structure diamétrique du groupement des forêts denses sèches	114
Figure 30. Spectres des types biologiques du groupement des forêts claires.....	116
Figure 31. Spectre des types phytogéographiques du groupement des forêts claires.....	116
Figure 32. Structure diamétrique du groupement des forêts claires	117
Figure 33. Spectres des types biologiques du groupement des savanes arborées	118
Figure 34. Spectres des types phytogéographiques du groupement des savanes arborées.....	118
Figure 35. Structure diamétrique du groupement des savanes arborées.....	119
Figure 37. Spectres des types phytogéographiques des formations postculturales	121
Figure 36. Spectres des types biologiques des formations postculturales.....	121
Figure 38 Structure diamétrique des ligneux des formations postculturales.....	122
Figure 39 Spectres des types biologiques du groupement des savanes arbustives.....	123
Figure 40. Spectre des types phytogéographiques du groupement des savanes arbustives.....	123
Figure 41. Structure diamétrique des savanes arbustives	124
Figure 42. Valeurs de l'AUC (Area Under Curve : Zone en-dessous de la Courbe)	126
Figure 43. Distribution du <i>Bombax costatum</i> dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie en 2013.....	127
Figure 44. Distribution du <i>Bombax costatum</i> dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie en 2050.....	129
Figure 45. Test de Jackknife sur l'importance des variables environnementales individuelles utilisées dans le présent modèle	130

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I. Nombre de ménages et population par sexe et par village riverain de la FCMK ...	44
Tableau II. Taux d'accroissement moyens de la population par village d'enquête	45
Tableau III. Matrice de confusion de l'image Landsat 5 TM de 1986 (en Pixel).....	56
Tableau IV. Matrice de confusion de l'image Landsat 7 ETM+ de 2006 (en Pixel)	56
Tableau V. Matrice de confusion de l'image Landsat 8 OLI-TIRS de 2013 (en Pixel)	57
Tableau VI. Caractéristiques des couleurs des unités d'occupation des terres l suivant HSV	58
Tableau VII. Individus enquêtés par villages dans le secteur d'étude	64
Tableau VIII. Variables environnementales utilisées pour générer les cartes de distribution potentielle du <i>Bombax costatum</i>	75
Tableau IX. Superficies et taux moyen annuel d'expansion spatiale des unités d'occupation des terres (1986-2006).....	82
Tableau X. Matrice de transition des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie (1986 et 2006)	83
Tableau XI. Taux de conversion des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie (1986-2006).....	84
Tableau XII. Superficies et taux moyens annuels d'expansion spatiale des unités d'occupation des terres (2006-2013).....	85
Tableau XIII. Matrice de transition des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie (2006-2013).....	86
Tableau XIV. Taux de conversion des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie entre 2006 et 2013	87
Tableau XV. Récapitulatif des indices de structures spatiales des îlots de forêts denses sèches en 1986, 2006 et 2013	98
Tableau XVI. Simulation des superficies des îlots de forêts denses sur 2043 et 2073	99

LISTE DES PHOTOGRAPHIES

Photo 1. Madriers et souches de bois d'œuvre coupés dans la forêt classée des Monts Kouffé	105
Photo 2. Souche de bois d'œuvre coupés dans la forêt classée des Monts Kouffé	105
Photo 3. Madrier de bois d'œuvre coupé dans la forêt classée des Monts Kouffé	106
Photo 4. Tas de charbon de bois fabriqué dans la forêt classée des Monts Kouffé	106
Photo 5. Zone brûlée par des feux de végétation tardifs dans la forêt classée des Monts Kouffé	107
Photo 6. Zone brûlée par des feux de végétation tardifs dans la périphérie sud de la forêt classée des Monts Kouffé	107
Photo 7. Un champ d'igname dans la périphérie sud de la forêt classée des Monts Kouffé .	108
Photo 8. Un champ de manioc et d'igname récolté dans la forêt Classée des Monts Kouffé	108
Photo 9. Un champ de manioc dans la périphérie sud de la forêt classée des Monts Kouffé	109
Photo 10. Un champ de banane et de manioc dans la périphérie sud de la forêt classée des Monts Kouffé	109

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Bref aperçu du programme ‘‘PontiusMatrix’’	176
Annexe 2.1. Légende des résultats de Intensity Analysis02.xlms	177
Annexe 2.2. Intensités des changements globaux par transition, entre unités d’occupation des terres (1986-2006 et 2006-2013).....	179
Annexe 3. Questionnaire d’enquete de terrain	201
Annexe 4. Importance des axes de l’AFC entre les facteurs de la fragmentation des forêts denses et les groupes socioculturels	202
Annexe 5. Importance des axes de l’AFC entre durée de la fragmentation des forêts denses et perception des groupes socioculturels.....	202
Annexe 6. Importance des axes de l’AFC entre facteurs de la fragmentation des forêts denses et catégories socioprofessionnelles	202
Annexe 7. Importance des axes de l’AFC entre facteurs de la fragmentation des forêts denses et catégories socioprofessionnelles	202
Annexe 8. Importance des axes de l’AFC entre durée de la fragmentation des forêts denses et perception par les catégories socioprofessionnelles.....	202
Annexe 9. Liste exhaustive des noms d’espèces recensées	203
Annexe 10. Liste exhaustive des espèces caractéristiques des groupements identifiés	208
Annexe 11. Liste exhaustive des espèces du groupement G1.....	209
Annexe 12. Liste exhaustive des espèces du groupement G2.....	212
Annexe 13. Liste exhaustive des especes du groupement G3.....	214
Annexe 14. Liste exhaustive des especes du groupement G4.....	218
Annexe 15. Liste exhaustive des espèces du groupement G5.....	219

TABLE DES MATIERES

<i>SOMMAIRE</i>	2
<i>DEDICACE</i>	6
<i>REMERCIEMENTS</i>	7
<i>AVANT-PROPOS</i>	10
<i>RESUME</i>	11
<i>ABSTRACT</i>	12
<i>INTRODUCTION GENERALE</i>	13
<i>PREMIERE PARTIE: CADRE THEORIQUE, CADRE GEOGRAPHIQUE</i>	15
<i>ET APPROCHE METHODOLOGIQUE</i>	15
<i>CHAPITRE I : CADRE THEORIQUE DE L'ETUDE</i>	16
1.1. Problématique	16
1.2. Objectifs de la recherche	22
1.2.1. Objectif global	22
1.2.2. Objectifs spécifiques.....	22
1.3. Hypothèses de recherche	22
1.4. Clarification des concepts	23
<i>CHAPITRE II : CADRE GEOGRAPHIQUE</i>	37
2.1. Situation géographique du secteur d'étude	37
2.2. Statut juridique, historique et modes de gestion de la forêt classée des Monts Kouffé	38
2.3. Milieu biophysique	39
2.3.1. Précipitations et Evapotranspiration	39
2.3.2. Température.....	40
2.3.3. Types de sols et végétation	40
2.3.4. Relief.....	42
2.3.5. Réseau hydrographique.....	42
2.3.7. Faune sauvage	42
2.4. Milieu humain	43
2.4.1. Groupes socio-culturels	43
2.4.2. Données démographiques.....	44

CHAPITRE III : APPROCHE METHODOLOGIQUE.....	48
3.1. Evaluation de la dynamique spatio-temporelle des îlots de forêts denses.....	48
3.1.1. Télédétection.....	48
3.1.2. Cartographie des résultats de la classification des images	58
3.1.3. Détection des changements des unités d'occupation du sol	59
3.1.4. Analyse de l'intensité des changements	60
3.1.5. Ecologie du Paysage	61
3.1.6. Projection de la dynamique des îlots de forêts denses aux horizons 2043 et 2073	63
3.2. Processus et facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses.....	64
3.2.1. Matériels des enquêtes socio-économiques	64
3.2.2. Collecte des données socio-économiques.....	64
3.2.3. Traitement des données.....	66
3.3. Identification des impacts de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches sur la diversité floristique	66
3.3.1. Collecte des données phytosociologiques.....	66
3.3.2. Traitement des données.....	67
3.4. Modélisation de la niche écologique du <i>Bombax costatum</i>	73
3.4.1. Collecte des données.....	73
3.4.2. Traitement des données.....	76
DEUXIEME PARTIE:.....	78
<i>FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES : DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE, PROCESSUS, FACTEURS DETERMINANTS ET IMPACTS SUR LA DIVERSITE FLORISTIQUE, MODELISATION DE BOMBAX COSTATUM.....</i>	78
CHAPITRE IV : DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES	79
4.1. Etats de l'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie en 1986, 2006 et 2013	79
4.1.1. Occupation des terres en 1986.....	79
4.1.2. Occupation des terres en 2006.....	80
4.1.3. Occupation des terres en 2013.....	81
4.2. Changements des unités d'occupation des terres de la FCMK et de sa périphérie	82
4.2.1. Changements entre 1986 et 2006	82
4.2.2. Changements entre 2006 et 2013	85
4.3. Répartition spatiale des îlots de forêts denses sèches en 1986, 2006 et 2013.....	94
4.3.1. Ilots de forêts denses sèches de la FCMK et de sa périphérie en 1986	94
4.3.2. Ilots de forêts denses sèches de la FCMK et de sa périphérie en 2006	95
4.3.3. Ilots de forêts denses sèches de la FCMK et de sa périphérie en 2013	96

4.3.4. Dynamique spatiale des îlots de forêts denses sèches entre 1986, 2006 et 2013	97
4.4. Caractérisation temporelle et spatiale de la structuration des îlots de forêts denses sèches (1986, 2006 et 2013).....	98
4.5. Projection de la dynamique des îlots de forêts denses sèches de la FCMK et de sa périphérie aux horizons 2043 et 2073	99
CHAPITRE V : PROCESSUS ET FACTEURS DETERMINANTS DE LA FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES.....	
5.1. Processus de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches	100
5.2. Perception des facteurs déterminants de la fragmentation par les groupes socioculturels	101
5.2.1. Ordre d'importance des facteurs déterminants de la fragmentation par les groupes socioculturels	101
5.2.2. Durée de la fragmentation	102
5.3. Perception des facteurs de la fragmentation par les catégories socioprofessionnelles.....	103
5.3.1. Ordre d'importance des facteurs déterminants de la fragmentation des forêts denses selon les catégories socioprofessionnelles	104
5.3.2. Durée de la fragmentation	109
CHAPITRE VI : IMPACTS DE LA FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES SUR LA DIVERSITE FLORISTIQUE	
6.1. Individualisation des groupements végétaux	111
6.2. Caractéristiques phytoécologiques du groupement à <i>Anogeissus leiocarpa</i> et <i>Diospyros mespiliformis</i> des forêts denses sèches	113
6.2.1. Caractéristiques topo-édaphiques	113
6.2.2. Composition floristique et diversité spécifique.....	113
6.2.3. Types biologiques et types phytogéographiques	113
6.2.4. Densité, surface terrière et structure diamétrique	114
6.3. Caractéristiques phytoécologiques du groupement à <i>Pterocarpus erinaceus</i> et <i>Isoberlinia doka</i> des forêts claires.....	115
6.3.1. Caractéristiques topo-édaphiques	115
6.3.2. Composition floristique et diversité spécifique.....	115
6.3.3. Types biologiques et types phytogéographiques	116
6.3.4. Densité, surface terrière et structure diamétrique	117

6.4. Caractéristiques phytoécologiques du groupement à <i>Vitellaria paradoxa</i> et <i>Isoberlinia tomentosa</i> des savanes arborées et arbustives.....	118
6.4.1. Caractéristiques topo-édaphiques	118
6.4.2. Composition floristique et diversité spécifique	118
6.4.3. Types biologiques et types phytogéographiques	118
6.4.4. Densité, surface terrière et structure diamétrique	119
6.5. Caractéristiques phytoécologiques des formations postculturales à <i>Daniellia oliveri</i> et <i>Terminalia avicennoides</i>	120
6.5.1. Caractéristiques topo-édaphiques	120
6.5.2. Composition floristique et diversité spécifique	120
6.5.3. Types biologiques et types phytogéographiques	121
6.5.4. Densité, surface terrière et structure diamétrique	121
6.6. Caractéristiques phytoécologiques du groupement à <i>Lanea kerstingii</i> et <i>Burkea africana</i> des savanes arbustives	122
6.6.1. Caractéristiques topo-édaphiques	122
6.6.2. Composition floristique et diversité spécifique	122
6.6.3. Types biologiques et types phytogéographiques	123
6.6.4. Densité, surface terrière et structure diamétrique	124
CHAPITRE VII : MODELE DE DISTRIBUTION SPATIALE DU BOMBAX COSTATUM.....	125
7.1. Caractérisation du <i>Bombax costatum</i>	125
7.2. Aire potentielle (actuelle) et aire future de distribution du <i>Bombax costatum</i> dans la forêt classée des Monts Kouffé et sa périphérie sud	126
7.3. Validation du Modèle Maxent.....	130
TROISIEME PARTIE: FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES : EVALUATION DE LA DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE, CRITIQUE DES PROCESSUS ET DETERMINANTS, DEVENIR DE LA BIODIVERSITE	132
CHAPITRE VIII : EVALUATION DE LA DYNAMIQUE SPATIO-TEMPORELLE DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES.....	133
8.1. Aspects méthodologiques pour l'analyse de la dynamique du paysage.....	133
8.2. Indices de structure spatiale.....	134
8.3. Dynamique du couvert végétal et facteurs anthropiques	135
8.4. Changements détectés sur les cartes et indices de structure spatiale calculés.....	138
8.5. Poids des résultats de la simulation.....	140

CHAPITRE IX : PROCESSUS ET DETERMINANTS DE LA FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES.....	141
9.1. Processus de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches	141
9.2. Perceptions des facteurs déterminants de la fragmentation des îlots de forêts denses sèches selon les groupes socio-culturels et les catégories socio-professionnelles	144
CHAPITRE X : FRAGMENTATION DES ILOTS DE FORETS DENSES SECHES ET AVENIR DE LA DIVERSITE FLORISTIQUE	147
10.1. Composition floristique et diversité spécifique du groupement à <i>Anogeissus leiocarpa</i> et <i>Diospyros mespiliformis</i> des forêts denses sèches	147
10.2. Impacts de la croissance démographique et de l'agriculture sur la diversité floristique ...	148
10.3. Modélisation de la distribution spatiale des espèces	152
10.4. Distribution actuelle et future du <i>Bombax costatum</i>	153
CONCLUSION GENERALE, SUGGESTIONS ET PERSPECTIVES	155
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	158
ANNEXES	176
LISTE DES FIGURES	222
LISTE DES TABLEAUX.....	224
LISTE DES PHOTOGRAPHIES.....	225
LISTE DES ANNEXES	226
TABLE DES MATIERES.....	227