

Enjeux écologiques de la conservation des mosaïques forêt-savane semi-montagnardes au centre du Togo (Afrique de l'Ouest)

Honam Komina ATSRI*, Komla Elikplim ABOTSI, Kouami KOKOU
Laboratoire de Recherche Forestière, Faculté des Sciences, Université de Lomé (Togo), 01BP1515, Lomé, Togo.
*Auteur correspondant : atsri.bonam@yahoo.com

Mots-clés : Fazao-Malfakassa, biodiversité, indicateurs écologiques, feux, mosaïques forêt-savane, Afrique de l'Ouest.

Key words: Fazao-Malfakassa, biodiversity, ecological indicators, fires, forest-savanna mosaic, West Africa

1 RÉSUMÉ

Le Parc National de Fazao-Malfakassa est considéré comme étant l'une des plus grandes zones protégées, représentative des mosaïques forêt-savane semi-montagnardes de la zone de transition guinéo-soudanienne en Afrique de l'Ouest. Il ne dispose pas d'indicateurs de suivi écologique des habitats devant faciliter l'évaluation des impacts des actions de gestion. Pour y pallier, cette étude s'est fixée pour objectifs de : (i) évaluer la diversité végétale des mosaïques forêt-savane du PNFM et (ii) déterminer les valeurs prédictives de ces espèces en relation avec les régimes des feux de végétation. Les données d'occurrence des espèces végétales ont été relevées dans des placettes de 1000 m² (50 m x 20 m) des types de végétation à l'exception des forêts riveraines (50 m x 10 m). Les descripteurs écologiques tels que l'altitude, la fréquence de passage des feux de brousse, ainsi que les menaces sur les espèces ont été relevées. Au total 583 espèces végétales ont été recensées dans le parc. Ces espèces sont réparties dans 92 familles et 344 genres. Cette flore est dominée par les espèces de transition Guinéo-Congolaise/Soudano-Zambézienne (39,62 %), caractéristiques des zones de mosaïques forêt-savane. Toutefois, les espèces purement guinéennes sont mieux représentées que les espèces soudano-zambéziennes, traduisant le caractère forestier humide de la flore du PNFM. La capacité de refuge de biodiversité du PNFM se traduit par l'identification des effectifs considérables et viables de 7 espèces menacées de la liste rouge de l'UICN et de 7 espèces rares et considérées comme menacées à l'échelle nationale. Des espèces indicatrices des différents régimes de feux (absence de feux, feux précoces et feux tardifs) ont été identifiées à travers leurs valeurs d'indicateur. Ces résultats contribueront à une gestion plus appropriée des feux d'aménagement du parc pour une meilleure gestion de l'habitat, de la flore et de la faune du parc.

Ecological challenges for the conservation of semi-mountain forest-savanna mosaic in central Togo (West Africa)

ABSTRACT

Fazao-Malfakassa National Park is considered to be one of the largest protected areas, representative of the semi-mountainous forest-savanna mosaic of the Guinea-Sudanese transition zone in West Africa. Sadly, it does not have indicators for ecological monitoring of habitats that would facilitate the assessment of the impacts of management actions. For that purposes, this study aims to: (i) assess the plant diversity of the forest-savanna mosaic of the



FMNP and (ii) determine the predictivity of species presence in relation to natural and human made ecological constraints.

Floristic data were collected in 110 plots of 500 m² (50 m x 10 m) for riparian forests and 1000 m² (50 m x 20 m) for all other vegetation type. Ecological parameters such as altitude, frequency of bushfire and threats to biodiversity were collected. A total of 583 species have been recorded in the park. These species are distributed into 92 families and 344 genera. This flora is dominated by the Guineo-Congolese/Sudano-Zambeziian transition species (39.62%) characteristic of forest-savanna mosaic areas. However, Guinean species are better represented than Sudano-Zambeziian species, reflecting the humid forest character of the flora of the FMNP. The biodiversity refuge capacity of the FMNP is reflected in the identification of significant and viable populations of 7 IUCN Red List threatened species and 7 rare and nationally threatened species. Indicator species of fire regimes were identified through their indicator value. These are three groups of species: (1) species with ecological preferences for unburned environments, (2) indicator species for environments where fire is infrequent, and (3) species of species dependent on frequently burned environments. These results will contribute to an appropriate fire management in the park for a better management of the habitats, the flora and the depending fauna.

2 INTRODUCTION

Les effets des changements globaux sont de plus en plus perceptibles en Afrique de l'Ouest où la perte des habitats, la fragmentation des forêts et la chasse non durable se sont accentuées ces dernières décennies (Brashares *et al.*, 2004; Luiselli *et al.*, 2017). Cette situation s'est traduite par une réduction significative de la biodiversité notamment dans les mosaïques forêt-savane (Sinsin *et al.* 2010). Dans ce contexte, les aires protégées peuvent jouer le rôle de refuge écologique (Mensah, 2014) en conservant les espèces menacées ayant de grandes capacités de mobilité et d'adaptation (Arnell, Belle et Burgess, 2014). Malheureusement, ce rôle de refuge écologique est difficile à évaluer dans certains pays africains où la plupart des aires protégées ont été établies sur une base minimale de connaissances des ressources (Langhammer, 2011). Les taxons n'ont pas été suffisamment inventoriés avant et après l'établissement de nombreuses aires protégées (Milian et Rodary, 2010). Par exemple, le Parc National de Fazao-Malfakassa (PNFM) au Togo ne dispose pas d'indicateurs de suivi fondés sur des données objectivement vérifiables pour évaluer l'impact de la gestion en cours en dépit de quelques études réalisées (Campbell et Radley, 2005; Woegan, 2011; FFW, 2013; Woegan *et al.*, 2013; Amori *et al.*, 2016).

Woegan *et al.* (2011; 2013) ont évalué la diversité floristique de l'ensemble du PNFM et les autres auteurs ont étudié la faune notamment les Primates, les Oiseaux et les Ongulés. Néanmoins l'absence de planification, d'évaluation périodique et d'indicateurs spécifiques ne permet pas de détecter rapidement les éventuelles modifications liées à l'écosystème notamment la composition et la structure des habitats. Le parc ne dispose ni plan d'aménagement et de gestion ni système de suivi écologique. Par conséquent, la gestion du parc se fait par habitude. Il s'agit des feux précoces d'aménagement des habitats, des patrouilles mal planifiées visant à réduire l'exploitation illégale des ressources ligneuses sans cesse croissante, l'entretien des pistes et quelques rares séances de sensibilisation des populations riveraines. Pourtant, ce parc est considéré comme étant l'une des plus grandes zones protégées, représentative des mosaïques forêt-savane semi-montagnardes de la zone de transition guinéo-soudanienne en Afrique de l'Ouest (UICN, 1985) à l'instar de la Réserve Naturelle Intégrale des Monts Nimba en Guinée plus humide. L'inexistence d'indicateurs spécifiques (types de végétation, composition de chaque type de végétation, espèces indicatrices des différents régimes de feux, aires de répartition



de certaines espèces menacées ou sensibles etc.) ne permet pas d'appréhender l'ampleur de son rôle de refuge de biodiversité malgré son statut de hotspot de biodiversité (Olson *et al.*, 2001; Brooks *et al.*, 2006; IUCN, 2015). En effet, le PNFM fait partie des hotspots de biodiversité des Forêts Guinéennes de l'Afrique de l'Ouest (Myers *et al.*, 2000) et des écorégions Global 200 (Olson et Dinerstein, 1998) grâce à son potentiel de reptiles et d'amphibiens endémiques (Brooks *et al.*, 2006; Kouame *et al.*, 2012; Leaché *et al.*, 2006). Il est également considéré comme l'un des sites prioritaires pour l'investissement du Fonds de Partenariat pour les Ecosystèmes Critiques (Briand et Carret, 2012). Néanmoins, l'absence d'évaluations périodiques de ses valeurs de conservation constitue un handicap aux prévisions des risques potentiels de perturbation ou de déclin fonctionnel liés à la mise en place des stratégies et politiques de gestion (Bellard *et al.*, 2012). Par ailleurs, les habitats du PNFM sont régulièrement soumis aux feux d'aménagement annuels en novembre suivis des feux tardifs allumés par les braconniers. Leurs impacts sur la composition, la structure et les

fonctions des habitats (Ryan et Williams, 2011) ne sont pas connus alors que ces types de données peuvent permettre d'apprécier les capacités de maintien de la biodiversité du parc dans un contexte de changements globaux (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Amiaud *et al.*, 2013; IUCN, 2015). Il est donc nécessaire d'améliorer les connaissances sur les composantes de la biodiversité végétale des mosaïques forêt-savane du PNFM afin de proposer des indicateurs de suivi pour sa gestion adaptative et durable. Ainsi, les questions suivantes sont posées : (i) Quelle est la diversité des mosaïques forêt-savane du PNFM ? (ii) Quelles sont les espèces menacées qui y sont conservées ? et (iii) Quels peuvent être les indicateurs relatifs à la végétation qui puissent rendre compte des changements temporels des ressources en lien avec les actions de gestion ? Pour répondre à ces questions, l'étude s'est fixée pour objectifs de : (i) évaluer la biodiversité végétale des mosaïques forêt-savane du PNFM et (ii) déterminer les valeurs prédictives des espèces en liens avec les régimes des feux de végétation.

3 MATERIELS ET METHODES

3.1 Milieu d'étude : Le PNFM, d'une superficie de 292 000 hectares, fait partie des quatorze aires protégées prioritaires du système national des aires protégées du Togo (MPDAT, 2001). Il est situé dans la partie centrale de la chaîne de l'Atakora et s'étend entre les longitudes Est 0°36' et 1°2' et les latitudes Nord 8°21' et 9°10' à la limite entre les zones soudanaises et guinéennes (Figure 1). Il est drainé par les rivières Mò, Anié, Kouï et Kpawa. Il jouit d'un climat de type tropical humide avec des précipitations annuelles variant entre 1200 et 1500 mm (Adjoussi, 2000). Il est constitué des forêts denses, des forêts riveraines, des forêts claires, des savanes boisées, des savanes arborées, des agroforêts et des savanes arbustives (Atsri *et al.*, In press). La forêt riveraine se réfère à une formation végétale développée le long d'un cours d'eau (forêt galerie et forêt ripicole) qui joue un rôle important dans la recharge, la filtration et la qualité des eaux souterraines, la prévention de

l'érosion des berges et le contrôle des sédiments (Liniger *et al.* 2017). Les savanes arbustives sont caractérisées par *Parinari curatellifolia*, *Crossopteryx febrifuga*, *Pteleopsis suberosa*. Elles se développent sur les sommets de collines. Les savanes arborées sont dominées par *Vitellaria paradoxa*, *Terminalia laxiflora*, *Pteleopsis suberosa*, *Parinari curatellifolia*, *Terminalia macroptera* et *Burkea africana*. Les parcs agroforestiers sont essentiellement dominés par *Daniellia oliveri*, *Vitellaria paradoxa*, *Terminalia glaucescens* et *Parkia biglobosa*. Les savanes boisées sont dominées par *Pseudocedrela kotschyi*, *Lophira lanceolat*, *Terminalia laxiflora* et *Crossopteryx febrifuga*. Les espèces structurantes des forêts claires sont *Monotes kestingii* Gilg, *Isobertinia doka* Craib. & Stapf., *Isobertinia angolensis*, *Uapaca togoensis* Pax. Les forêts riveraines sont caractérisées par *Anogeissus leiocarpa*, *Maranthes glabra*, *Vitex doniana*, *Diospyros mespiliformis* et *Cola millenii*. Les forêts denses constituent un ensemble assez varié allant des

forêts à *Cola gigantea* A. Chev. et *Marantbes glabra* dans les vallées plus ou moins grandes avec présence des cours d'eau moins fugaces aux forêts denses à *Aubrevillea kerstingii* (Harms) Pellegr. et *Eriocaulon kestingii* Hochst dans les dépressions plus humides. Selon les données du recensement général de la population et l'habitat de 2010, la population riveraine au PNFM dans un rayon de 5 km, est estimée à 60 216 habitants

(DGSCN, 2014). La densité de population est passée de 21 habitants/km² en 1981 à 47 habitants/km² en 2010 avec un taux de croissance de 2,81% (DGSCN, 2014). En dépit des conditions géomorphologiques peu favorables à l'agriculture, on trouve de nombreux villages autour du parc. Ces villages sont peuplés par divers groupes ethniques dont les Kotokoli, les Agnanga, les Adélé, les Bassar et les Kabyè.

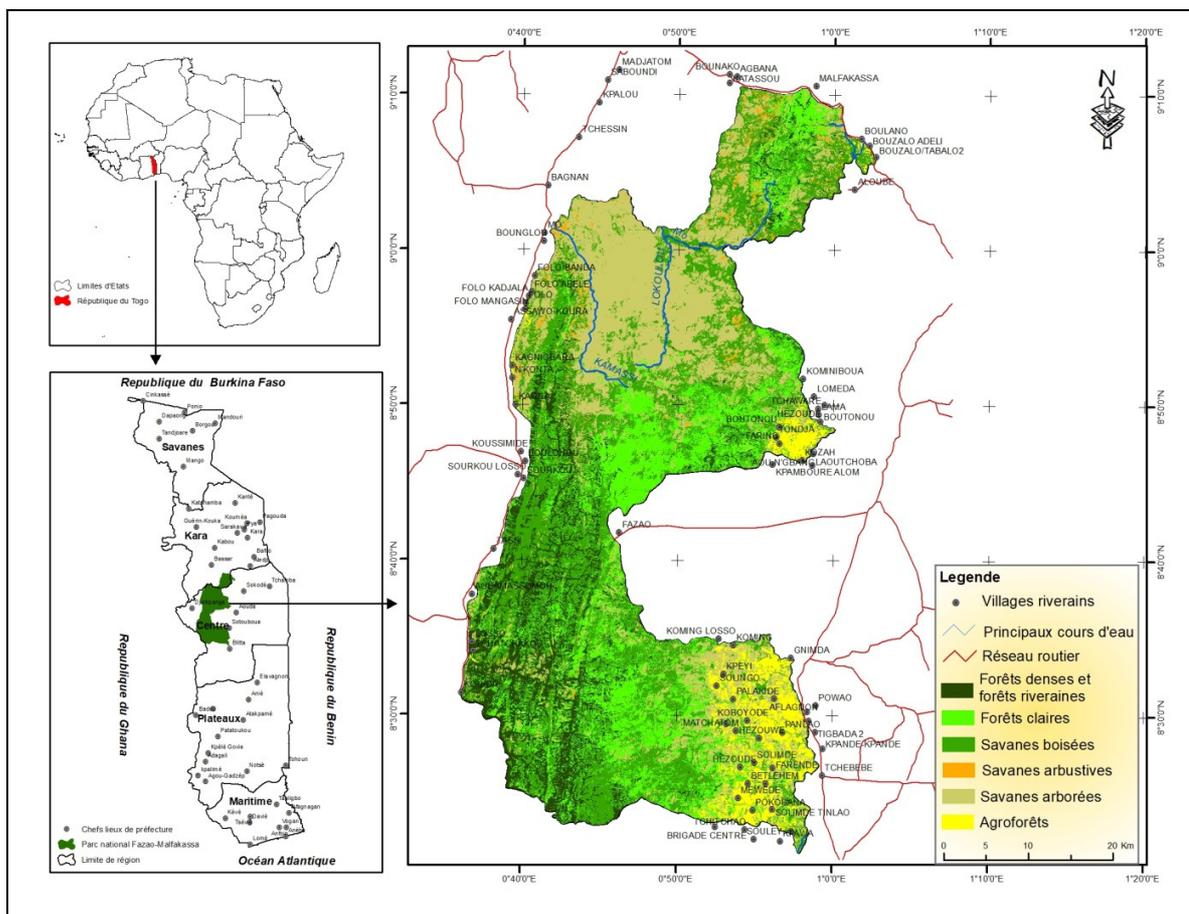


Figure 1 : Localisation du parc national de Fazo-Malfakassa

3.2 Collecte des données : Des inventaires floristiques (arbres, arbustes, lianes, herbes et épiphytes) ont été réalisés dans des placettes de 500 m² (50 m x 10 m) dans les forêts riveraines et de 1000 m² (50 m x 20 m) dans les autres formations végétales. La forme et les dimensions des placettes permettent de recenser un maximum d'espèces par type de végétation dans les études de biodiversité en zones tropicales

africaines (Tchouto, 2004). Au total 110 placettes ont été inventoriées dont 18 dans les forêts claires, 18 dans les forêts denses, 14 dans les forêts riveraines, 18 dans les savanes boisées, 15 dans les savanes arborées, 15 dans les agroforêts et 12 dans les savanes arbustives. La répartition du nombre de placettes par type de végétation tient compte de la superficie et de la diversité floristique apparente des types de végétation. Ces



types de végétation considérés pour la stratification de l'échantillonnage sont basés sur les occupations du sol identifiées par approche spatiale par Atsri *et al.* (In press). Il s'agit de la classification supervisée de l'image sentinel-2 de 2015 (résolution 10 m) avec l'algorithme du maximum de vraisemblance qui a permis de discriminer les différents types d'occupation du sol dans le PNFM. Les descripteurs écologiques tels que l'altitude, la fréquence de passage des feux de brousse (absence de feux, peu fréquent et très fréquent) ainsi que les menaces sur les espèces ont été relevées. L'intensité ou la fréquence du feu dans une placette est déterminée par les impacts des feux sur les arbres et le sous-bois (feux très fréquent = troncs des arbres très noirs et brûlés, les bois morts consommés et réduits en cendre, la strate herbacée régulièrement brûlée ; feu peu fréquent = troncs des arbres peu noircis et présence de quelques bois morts et graminées ; absence de feu = troncs des arbres blancs, présence de bois morts et d'herbacées non brûlées). Une attention particulière a été accordée à l'abondance des populations des taxons menacés à l'échelle nationale et mondiale, à l'étendue de leur aire de distribution, à leurs usages et leur importance économique. Les aspects socio-économiques des ressources ont été complétés avec la revue documentaire. Les données de précipitation ont été extraites de la base de données mondiale climatique WorldClim version 2 (<http://worldclim.org/>) à partir des coordonnées géographiques des relevés floristiques, grâce à la librairie « raster » du logiciel R (R Development Core Team, 2017).

3.3 Analyse des données : L'identification des espèces a été effectuée à l'aide des échantillons de référence de l'herbier TOGO et des flores africaines (Hutchinson et Dalziel 1954; Brunel, Hiepko, et Scholz 1984). La synonymie des noms scientifiques des espèces a été vérifiée grâce à la base de données de *The Plant List* (2017) tandis que la nomenclature suivie respecte la base de données de l'International Plant Names Index (<http://ipni.org/>). Par ailleurs, la classification au niveau supragénérique des taxons est entièrement basée sur celle proposée par l'Angiosperm

Phylogeny Group (APG IV, 2016). Les affinités phytogéographiques des espèces se réfèrent à Lebrun (1981) et Aké Assi (1984, 2002). Le statut de conservation des espèces à l'échelle internationale a été évalué en se référant à la Liste rouge de l'UICN (UICN 2015): Eteinte (EX), Eteinte à l'état sauvage (EW), En danger critique (CR), En danger (EN), Vulnérable (VU), Quasi menacée (NT), Préoccupation mineure (LC), Données insuffisantes (DD), Non évaluée (NE). Les indices de biodiversité à savoir la diversité gamma (Whittaker, 1972), l'indice de Shannon (Shannon 1948) et l'indice d'équitabilité (Pielou, 1966) ont été calculées avec la librairie *Vegan* (Oksanen *et al.*, 2013) sous le logiciel R. Pour identifier les affinités floristiques entre les types de végétation (Picard et Gourlet-Fleury, 2008), une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) de la végétation a été réalisée à partir de la matrice de distances de Bray-Curtis entre les relevés en présence/absence des espèces. La méthode agglomérative de Ward (1963) a été utilisée pour le calcul du dendrogramme. Cette approche classificatoire, largement utilisée dans l'étude de la végétation en Afrique de l'Ouest (Poorter, 2004; Maharjan *et al.*, 2011), a l'avantage de minimiser les inerties. L'Analyse Canonique des Correspondances (CCA) a été utilisée pour identifier les facteurs écologiques influençant la répartition des espèces au sein de la végétation du parc (Lebreton *et al.*, 1988; Kent et Coker, 1992). Les contraintes écologiques testées sont l'altitude, les feux de végétation et les précipitations annuelles. Une analyse de variance multivariée avec permutations sur la matrice de distance des relevés (McArdle et Anderson 2001) a été réalisée pour tester leur significativité. Afin de donner un sens écologique à la typologie réalisée, les espèces indicatrices des types de végétation et des régimes de feux (absence de feux, feux peu fréquent et feux fréquent) ont été identifiées à partir de leur valeur d'indicateur de milieu (Dufrêne et Legendre, 1997) grâce à la librairie *labdsv* sous R (Roberts et Roberts 2016). Les indices de corrélation, calculés avec la librairie *indicspecies* (De Caceres, Jansen, et De Caceres, 2016), ont permis de déterminer les préférences écologiques des espèces par rapport aux régimes des feux de

végétation (absence de feux, feux peu fréquent et feux fréquent) (De Cáceres et Legendre, 2009). Les précipitations annuelles n'ont pas été prises

en compte dans cette analyse à cause de leur faible amplitude au sein de la zone d'étude.

4 RESULTATS

4.1 Analyse descriptive de la flore : Au total 583 espèces ont été recensées dans le parc. Ces espèces sont réparties dans 92 familles et 344 genres (Annexe 1). Les familles les plus représentées sont les Fabaceae (105 espèces), les Rubiaceae (51 espèces), les Poaceae (29 espèces) et les Vitaceae (23 espèces).

4.2 Taxons menacés à l'échelle nationale et internationale : En tout sept espèces menacées selon la liste rouge de l'UICN ont été identifiées dans le parc. Il s'agit de : *Afzelia africana*. Sm. & Pers. (VU), *Cordia platythyrsa* Baker

(VU), *Khaya senegalensis* (Desv.) A.Juss. (VU), *Khaya grandifoliola* DC. (VU), *Pararistolochia goldieana* (Hook.f.) Hutch. & Dalziel (VU), *Pouteria alnifolia* (Baker) Roberty (VU) et *Vitellaria paradoxa* C.F.Gaertn.(VU). Au niveau national, hormis les espèces menacées mondialement, sept autres espèces sont considérées comme menacées. Ces espèces ont soit une grande valeur économique pour des populations locales, soit sont utilisées dans la médecine traditionnelle (Tableau 1).

Tableau 1: Espèces menacées et rares à l'échelle nationale et présentes dans le PNFM

Espèce	Forme biologique	Habitat	Pressions et menaces
<i>Ensete livingstonianum</i>	Herbe dressée (1-3 m) avec rhizome	Lisière des îlots de forêts denses	Collecte des graines à des fins médicinales et rituelles
<i>Xylopia aethiopica</i>	Arbre (10-20 m)	Forêt dense semi-décidue et forêt riveraine	Collecte et commercialisation des fruits
<i>Detarium senegalense</i>	Arbre (10-40 m)	Forêt dense semi-décidue	Commercialisation des amandes
<i>Pterocarpus erinaceus</i>	Arbre (12-16 m)	Forêt dense sèche, forêt dense semi-décidue et savane	Exploitation forestière et carbonisation
<i>Pentadesma butyracea</i>	Arbre (10-25 m)	Forêts riveraines	Collecte de graines pour la fabrication d'huile alimentaire
<i>Milicia excelsa</i>	Arbre (20-40 m)	Forêt dense semi-décidues et forêt riveraine	Exploitation forestière (bois très prisé)
<i>Antiaris toxicaria</i> var. <i>africana</i>	Arbre (20-30 m)	Forêt dense semi-décidue ou sèche	Exploitation forestière (bois très prisé)

4.3 Indices de biodiversité : La richesse spécifique (diversité gamma) des forêts denses et des forêts riveraines est très élevée par comparaison aux forêts claires et aux savanes (Tableau 2). Les indices de Shannon des savanes boisées et des forêts (claires, denses et riveraines) sont supérieurs à 5, à l'inverse des végétations ouvertes (savanes arborées, agroforêts et savanes

arbusives). Les indices d'équitabilité de Pielou de tous les types de végétation montrent l'absence d'une dominance d'une espèce par rapport aux autres. La flore des forêts denses est la plus diversifiée aussi bien en termes de familles que d'espèces. A l'opposé, les savanes arbusives se révèlent comme étant les moins diversifiées (Tableau 2).

Tableau 2: Indices de diversité par type de végétation

Type de végétation	Richesse spécifique totale	Nombre de famille	Indice de Shannon	Indice d'équitabilité de Piélou
Savane arbustive	43	17	3,72	0,79
Agroforêt	108	39	4,52	0,82
Savane arborée	149	42	4,71	0,84
Savane boisée	227	59	5,16	0,85
Forêt claire	212	51	5,04	0,86
Forêt dense	310	77	5,45	0,95
Forêt riveraine	271	61	5,35	0,96

4.4 Statut phytogéographique : La flore du PNFM est dominée par les espèces de transition Guinéo-Congolaise/Soudano-Zambézienne (39,62 %) caractéristiques des zones de mosaïques forêt-savane. Toutefois, les espèces guinéennes sont mieux représentées que les espèces soudano-zambéziennes, montrant une

affinité forestière humide de la flore du PNFM (Figure 2). Les espèces endémiques du bloc forestier ouest africain (GCW) représentent environ 1,54% de la flore locale. *Millettia thonningii* (Schum. & Thonn.) Baker est l'unique espèce endémique du Dahomey gap présente dans cette flore.

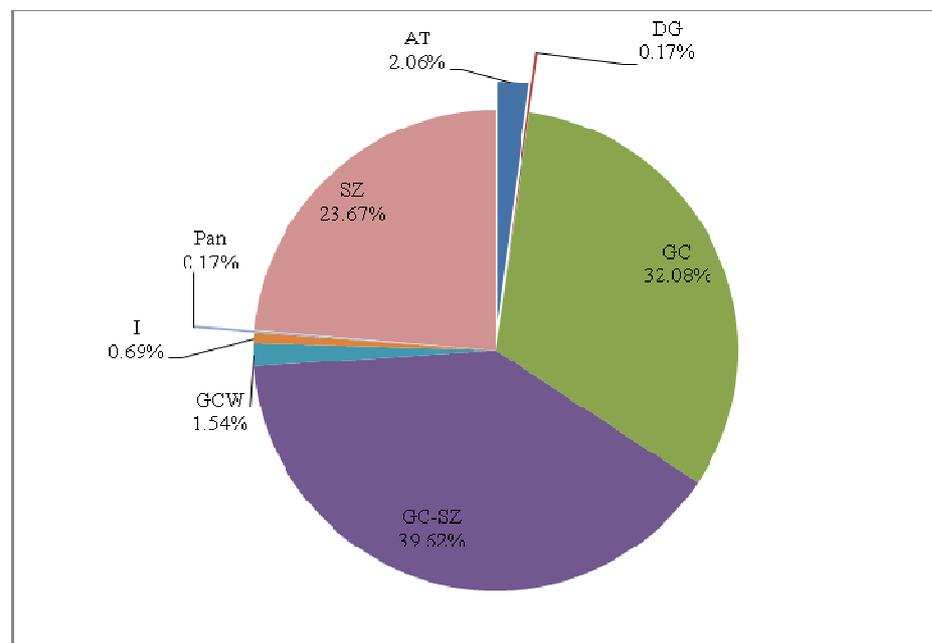


Figure 2 : Spectre phytogéographique de la flore

Pan: pantropicales; **AT:** afrotropicale; **GC-SZ:** Guinéo-Congolaise/ Soudano-Zambézienne; **SZ:** Soudano-zambézienne; **GC:** Guinéo-congolaise; **GCW:** Guinéenne occidentale; **DG :** endémique du Dahomey et **I:** introduites

4.5 Diversité écologique : La classification ascendante hiérarchique (CAH) des relevés a permis de distinguer quatre (04) groupes en

fonction de leurs similitudes floristiques (Figure 3). Les groupes G1, G2, G3 et G4 correspondent respectivement aux forêts denses, aux forêts

riveraines, aux forêts claires et aux savanes. On peut distinguer au sein du groupe G2, deux sous-groupes assimilables (i) aux forêts riveraines des grands cours d’eaux plus ou moins saisonniers et (ii) aux forêts liées aux sources d’eaux permanentes des talwegs plus humides. Le groupe G3 des forêts claires, présente trois faciès du point de vue physiognomique. Il s’agit (i) des forêts claires à *Isoberlinia doka Craib & Stapf* et

Isoberlinia angolensis (Benth.) Hoyle & Brenan, (ii) des forêts claires à *Monotes kerstingii Gilg* et (iii) des forêts claires à *Uapaca togoensis Pax*. Les savanes arbustives se distinguent nettement au sein du groupe 4 formé par les savanes boisées, les savanes arborées et les agroforêts. Les agroforêts, ayant deux variantes en altitude et en plaine, diffèrent assez du point de vue floristique des végétations naturelles de savanes.

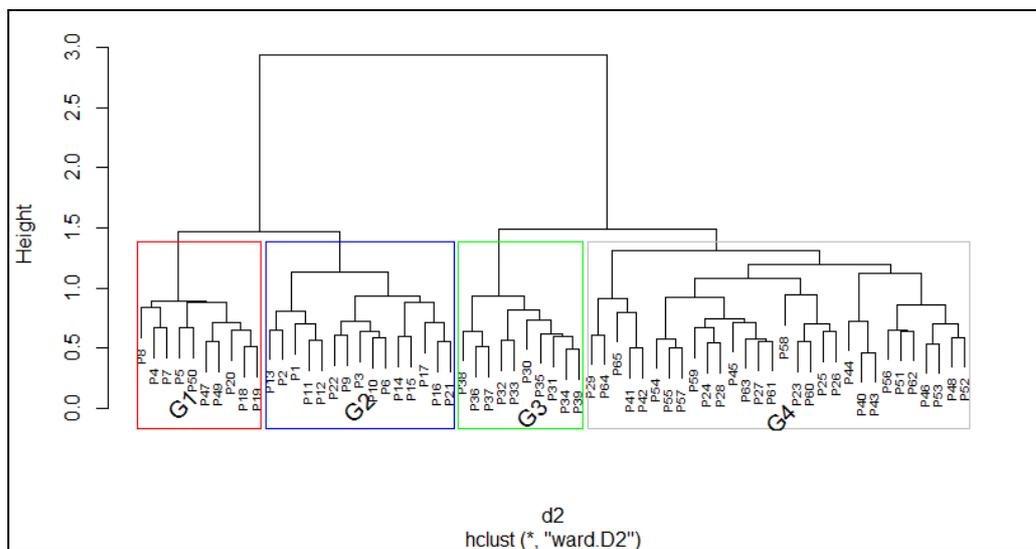


Figure 3: Similitudes floristiques entre les relevés des placettes inventoriées dans le PNFM
G1: forêts denses ; **G2:** forêts riveraines ; **G3:** forêts claires et **G4:** savanes

4.6 Influence des facteurs écologiques sur la répartition des espèces : Le modèle prédictif obtenu à travers l’Analyse Canonique des Correspondances (CCA) montre que les paramètres écologiques testés prédisent efficacement la distribution des espèces au sein de la végétation du parc ($p < 0,001$). L’analyse de variance multivariée avec permutations sur la matrice des relevés prouve que la présence des espèces est significativement contrainte par les feux de végétation ($p = 0,0049$), l’altitude ($p = 0,01$) et les précipitations annuelles ($p = 0,009$). Toutefois, le gradient d’intensité des feux semble plus contraignant pour la flore que ne le sont les

autres paramètres écologiques étudiés (Figure 4). Il permet de discriminer les végétations à composante graminéenne susceptible de brûler (les forêts claires, les savanes et les agroforêts) des formations végétales exemptes de tapis graminéen et moins susceptibles à brûler que sont les forêts denses et les forêts riveraines. A l’intérieur des formations soumises au feu, c’est surtout l’altitude et les précipitations qui se révèlent déterminantes à leur tour, les savanes arbustives étant liées aux hautes altitudes plus pluvieuses et les agroforêts aux basses plaines généralement moins pluvieuses.

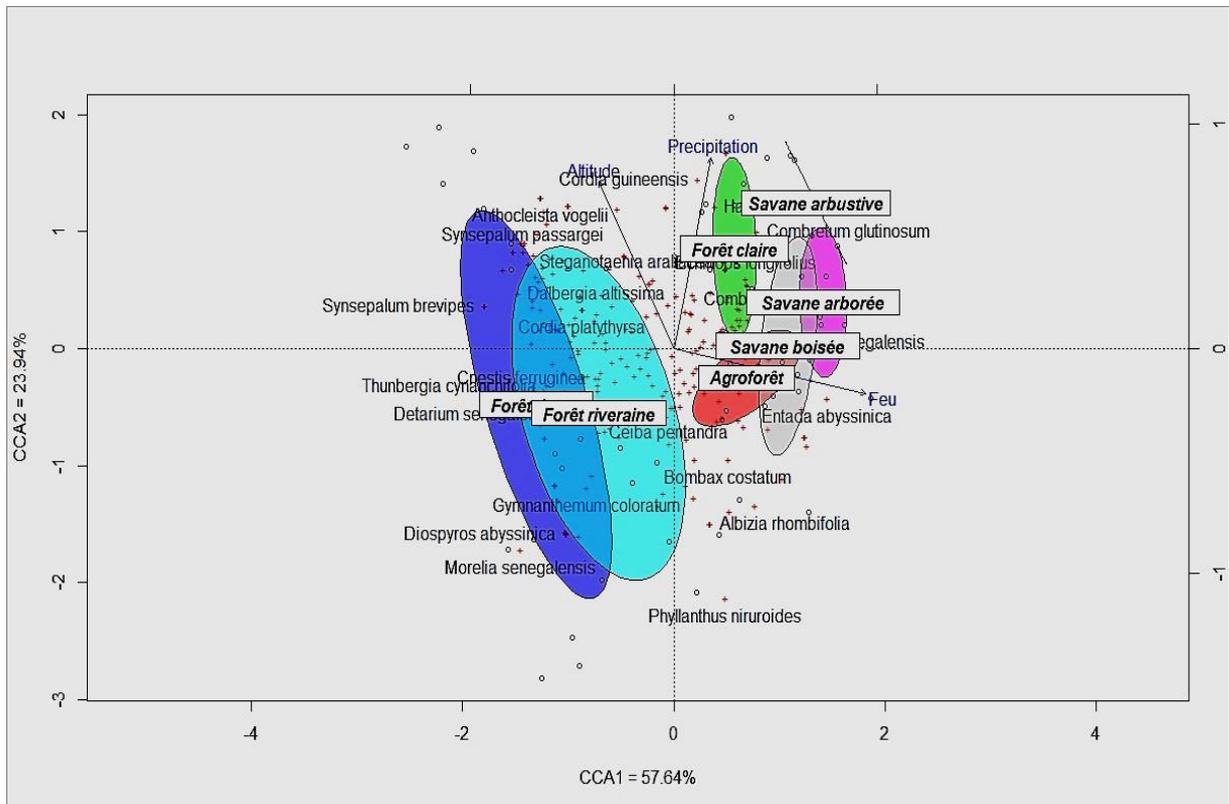


Figure 4 : Modèle prédictif de la distribution des espèces obtenu à travers l'Analyse Canonique des Correspondances (CCA)

4.7 Espèces indicatrices des types de végétation et de régimes de feux de végétation : Des espèces indicatrices des types de végétation ont été identifiées à travers leurs valeurs d'indicateur. Il s'agit de 3 espèces indicatrices des agroforêts, 9 des forêts claires, 1 des savanes arborées, 3 des savanes boisées, 5 des savanes arbustives, 11 des forêts denses et 5 des forêts riveraines (Annexe 2). Trois groupes d'espèces indicatrices des habitats soumis ou non aux feux de végétation ont été identifiés. Le groupe des espèces liées aux sites non brûlés est constitué de 35 espèces. Le groupe d'espèces indicatrices des milieux où les feux sont peu fréquents ou précoces compte 7 espèces. Le

troisième groupe d'espèces liées aux milieux fréquemment brûlés est composé de 13 espèces (Annexe 3).

4.8 Préférences écologiques des espèces liées aux feux de végétation : Les indices de corrélation ont permis d'identifier 29 espèces ayant des préférences écologiques pour les milieux non brûlés (annexe 4). Ces espèces sont essentiellement liées aux forêts denses et aux forêts riveraines. Il a été dénombré 12 espèces ayant des préférences écologiques pour les milieux peu brûlés. Enfin, 18 espèces ayant des préférences pour les milieux fréquemment brûlés ont été identifiées. Ces espèces sont essentiellement liées aux savanes.

5 DISCUSSION

5.1 Diversité des mosaïques forêt-savane : La richesse spécifique des mosaïques forêt-savane du PNFM a été estimée à 583 espèces (arbres, arbustes, lianes, herbes et épiphytes) à l'issue de cette étude. Woegan *et al.* (2013) l'avaient évaluée

à seulement 479 espèces. Cette différence significative serait liée à un échantillonnage peu adapté aux écosystèmes hétérogènes. Ces auteurs ont exécuté des transects pour appréhender la flore du PNFM à l'inverse de la présente étude



qui est basée sur un échantillonnage stratifié grâce aux types de végétation mis en évidence par imagerie satellitaire par Atsri *et al.* (in press). Tout comme l'avait souligné Palla (2011), la combinaison de l'approche spatiale avec l'approche écologique permet d'optimiser l'évaluation de la richesse spécifique dans les écosystèmes complexes. Sur le plan qualitatif, la flore du PNFM est assez diversifiée et équitablement répartie au sein de chaque type de végétation. Elle constitue environ 30% de la flore de la zone de transition guinéo-soudanienne d'Afrique de l'Ouest qui compte environ deux mille espèces (Fournier *et al.*, 2001). Cette flore est caractérisée par un très faible taux d'endémisme (Fournier *et al.*, 2001). La flore du PNFM (583 espèces) est plus diversifiée que celle du Parc National de la Comoé (225 espèces) en Côte d'Ivoire constitué aussi de mosaïques forêt-savane (Koulibaly 2008). Au même moment, N'da *et al.* (2008) ont pu identifier 607 espèces végétales dans les mosaïques forêt-savane du Parc National de la Marahoué en Côte-d'Ivoire, une aire plus petite que le PNFM. Cette richesse spécifique élevée de la Marahoué serait liée aux conditions climatiques plus humides (1200 à 1800 mm pluies/an ; 25 à 28°C de températures moyennes) (N'da *et al.*, 2008) par comparaison aux conditions plus sèches à la Comoé (1000 à 1200 m) et à Fazao-Malfakassa (1200 à 1500 mm). Ces résultats traduisent, ainsi l'influence d'un gradient hydrique sur la diversité floristique (Adjossou, 2009). L'analyse de la flore des aires protégées de la zone de transition soudano-guinéenne du Bénin (Bassila et Borgou-Sud ; 1150 mm de pluie et 27°C de température annuelle moyenne), a quant à elle révélé une diversité de 430 espèces végétales (Imorou, 2013). Si l'humidité semble être donc le principal moteur de diversité, les régimes de protection de ces aires protégées et l'effort d'échantillonnage peuvent également expliquer ces différences (Abdourhamane *et al.*, 2013). En effet, les zones soustraites de la pression anthropique (agriculture, coupe de bois, feux de végétation tardifs) sont susceptibles de regorger d'une plus grande diversité (Bondé *et al.*, 2013). Certaines faibles estimations de la richesse spécifique des

écosystèmes peuvent être liées à l'effort d'échantillonnage et aux capacités d'identification des espèces sur le terrain. Ceci pourrait expliquer la sous-estimation de la richesse de la flore des Parcs Nationaux du Mont Péko (384 espèces) et du Mont Sangbé pourtant plus humides (Bi *et al.*, 2013) par rapport à la PNFM. Ces parcs, situés au centre Ouest de la Côte-d'Ivoire (Konaté et Kampmann, 2010), sont caractérisés par des mosaïques forêt-savane submontagnardes dominées par des forêts denses humides semi-décidues, des forêts denses sempervirentes et des savanes boisées et arborées. La diversité d'habitats et d'espèces des mosaïques du PNFM peut également être reliée à l'hétérogénéité topographique et édaphique (Woegan *et al.*, 2013) fortement influencée par les feux de végétation. Cette hétérogénéité serait à l'origine de la diversité en espèces et en types d'habitats (Fournier, 1991) du parc. Elle augmenterait la résilience et la résistance des habitats aux changements environnementaux (Bellard *et al.*, 2012). Par ailleurs, des erreurs d'identification des taxons et une mauvaise gestion de la synonymie peuvent induire des biais importants dans l'appréciation de la biodiversité. Il existerait une surestimation de plus de 200 000 espèces de plantes à graines décrites dans le monde (Scotland et Wortley, 2003). Cet écart résulterait de la multiplicité et de l'indépendance des bases de références taxonomiques, de la complexité de la notion d'espèce et de l'absence de révisions taxonomiques majeures dans une grande partie du monde vivant. La mise à jour de la liste des espèces identifiées par Woegan *et al.* (2013) pour le PNFM à travers la base de données « The Plant list » (<http://theplantlist.org/>) a montré une surestimation de 9 % par ces derniers. Les forêts denses du PNFM abritent 310 espèces contre 271 espèces pour les forêts riveraines. La faible diversité des forêts riveraines par rapport aux forêts denses serait liée aux conditions édaphiques. En effet, les conditions écologiques particulières des berges notamment les sols saturés en eau, limiteraient le nombre d'espèces adaptées à ces taux d'humidité (Piégay *et al.*, 2003). Les caractéristiques floristiques de la végétation du PNFM sont similaires aux autres



écosystèmes de la zone phytogéographique soudano-guinéenne. En effet, les flores de ces écosystèmes sont dominées par les familles des Fabaceae, des Rubiaceae et des Poaceae (Koulibaly 2008; Imorou 2013). Selon N'Da (2001), les flores des zones de transition forêt-savane d'Afrique de l'Ouest sont caractérisées par la forte représentativité des familles des Fabaceae et des Rubiaceae en termes d'espèces. Mais, la dissémination des îlots de forêts denses semi-décidues dans la matrice savanicole expliquent la forte présence des Rubiaceae dont le domaine de prédilection reste la région guinéo-congolaise (Aké Assi 2002). Les familles des Fabaceae et des Poaceae deviennent dominantes lorsqu'on tend vers le domaine soudanien.

5.2 Valeurs de conservation des mosaïques forêt-savane : Les mosaïques forêt-savane notamment les îlots de forêts denses jouent un rôle capital dans le maintien d'une faune diversifiée. En effet, de nombreuses espèces en particulier les mammifères utilisent les îlots de forêts denses comme zone de refuge et les savanes comme zone de pâturage (Mühlenberg *et al.*, 1990). Ces forêts denses produisent également des ressources trophiques appréciées par les oiseaux, les singes, les éléphants et les céphalophes qui constituent des agents potentiels de dissémination de leurs graines (Vanthomme *et al.*, 2010). De nombreuses études ont établi l'influence de la faune sur la composition, la diversité et la structure de la végétation (Terborgh *et al.*, 2016). Trois des quatre espèces nouvellement citées par Woegan *et al.* (2013) à l'issue de leur étude, à savoir *Raphionacme keayi* Bullock (Apocynaceae), *Adelostigma senegalensis* Benth. (Compositae) et *Lygodium microphyllum* (Cav.) R. Br. (Lygodiaceae) n'ont pas été retrouvées. S'il est trop tôt de conclure à leur perte au niveau du PNFM, il est tout à fait certain que le PNFM regorge toujours de ressources biologiques méconnues à ce jour et qui risquent de disparaître sans être connues en l'absence de stratégie claire de conservation. En effet, à l'instar d'autres espèces ayant une aire de répartition restreinte à l'échelle internationale et nationale, *Ensete livingstonianum* (J.Kirk) Cheesman a quasiment disparu des autres écosystèmes du

Togo. Cette espèce a tendance à disparaître à la moindre perturbation ou dégradation de son habitat. De ce fait, cette espèce est classée comme une espèce en danger critique d'extinction sur la liste rouge du Bénin (Neuenschwander *et al.*, 2011). Hors du PNFM, la survie de plusieurs espèces de bois d'œuvre dont *Pterocarpus erinaceus*, *Milicia excelsa* et *Antiaris toxicaria* var. *africana* est fortement menacée par l'exploitation forestière abusive et incontrôlée (Adjonou *et al.*, 2010; Daïnou *et al.*, 2012; Segla *et al.*, 2015; Dumenu et Bandoh, 2016). Grâce à ses habitats relativement bien préservés, le PNFM constitue le seul véritable refuge pour ces espèces, duquel elles pourraient à nouveau recoloniser leurs précédentes niches, malgré le ramassage systématique des fruits de certaines espèces à haute valeur ajoutée dans le parc par les populations riveraines (Samarou 2010).

5.3 Implications pour la gestion et le suivi écologique des aires protégées : L'identification des espèces indicatrices des différents régimes de feux peut faciliter le suivi et la gestion appropriée des feux d'aménagement des mosaïques forêt-savane du PNFM afin de minimiser leurs impacts négatifs sur la conservation. Ainsi, l'utilisation des plantes comme des bioindicateurs est très avantageuse dans le contexte de gestion des aires protégées caractérisées par de faibles capacités opérationnelles et financières. Les plantes représentent des expressions intégrées des variables environnementales qui peuvent fluctuer fortement dans le temps et l'espace (Zonneveld, 1983; Diekmann, 2003). Environ 22 espèces ayant des préférences écologiques pour les milieux non brûlés sont également indicatrices de ces genres de milieux. En effet, seulement six espèces indicatrices des milieux exempts de feu n'y tissent pas de préférences écologiques particulières. Ces résultats concordent avec les espèces intolérantes au feu identifiées par Louppe *et al.* (1995) à l'issue de leurs travaux sur les effets des feux de brousse sur la composante ligneuse des mosaïques forêt-savane de la forêt classée de Kokondékro au centre de la Côte-d'Ivoire. Les espèces indicatrices des milieux où les feux sont peu fréquents peuvent être assimilées aux espèces



qui tolèrent le passage occasionnel du feu. La plupart de ces espèces sont inféodées aux forêts claires. Il a d'ailleurs été démontré que les feux précoces (plus doux) maintiennent les populations d'*Isobertinia spp.* alors que les feux tardifs (plus violents) leur sont néfastes (Houinato *et al.*, 2001), favorisant la présence de *Monotes kerstingii* qui les tolère mieux (Charter et Keay, 1960). Par contre, (Louppe *et al.*, 1995) ont montré que les feux précoces augmentent fortement les effectifs de *Bridelia ferruginea* Benth., *Terminalia glaucescens* Planch. ex Benth. et *Cussonia arborea* Hochst. ex A.Rich. dans les savanes. Selon les mêmes auteurs, ces feux précoces stimulent les capacités de rejet d'*Albizia zygia* (DC.) J.F.Macbr, et *Pterocarpus erinaceus* Poir.. Il en résulte que les forêts claires et les savanes

dominées par ces espèces peuvent être régulièrement soumises aux feux précoces avec de faibles impacts sur la végétation. Environ 13 espèces d'espèces inféodées aux milieux fréquemment brûlés ont été identifiées. Les travaux de Gillon (1986) et Houinato *et al.* (2001) ont aussi identifié *Crossopteryx febrifuga*, *Burkea africana*, *Pseudocedrela kotschy* et *Pterocarpus erinaceus* non seulement comme des espèces tolérant le feu mais qui ont aussi besoin de feu pour se maintenir dans l'habitat. Selon (Louppe *et al.*, 1995), le feu les protégerait d'ailleurs contre la concurrence d'autres espèces. Les milieux où ces espèces sont plus représentées peuvent être régulièrement soumis aux brûlis de pleine saison afin de diversifier les pâturages dans le PNFM.

6 CONCLUSION

La richesse spécifique du PNFM a été estimée à 583 espèces végétales. Les indices de biodiversité élevés des forêts denses et forêts riveraines traduisent leur rôle capital dans la conservation de la biodiversité. L'existence de sept espèces menacées de la liste rouge de l'UICN et de sept espèces considérées comme rares et menacées à l'échelle nationale associé au potentiel de reptiles, d'oiseaux et d'amphibiens endémiques confirme le statut de hotspot de biodiversité et de refuge écologique du PNFM. Les feux de végétation, l'altitude et les précipitations annuelles ont été identifiés comme des facteurs influençant la distribution spatiale des espèces du PNFM. L'identification des espèces indicatrices des types de végétation et des différents régimes de feux, la détermination de la richesse spécifique de chaque type de végétation et des espèces menacées vont faciliter la mise en place des dispositifs de suivi écologique dans le PNFM. Dans cette perspective, les indicateurs de composition des types de végétation, les aires de répartition d'

Ensete livingstonianum très sensible aux perturbations anthropiques et les espèces indicatrices des types de végétation doivent être utilisés comme base de référence. Les espèces indicatrices des régimes de feux ainsi que la détermination des préférences écologiques de certaines espèces (zones exemptes de feux, zones de feux précoces et zones de feux de pleine saison) peuvent également être utilisés dans l'élaboration des protocoles de suivi écologique des impacts des feux d'aménagement des habitats. Ces données vont aussi contribuer à une meilleure planification des brûlis des habitats du PNFM afin de diversifier les pâturages et sauvegarder les mosaïques forêt-savane et leur faune inhérente. Néanmoins, pour une gestion plus efficace du parc, cette étude mérite d'être complétée par des études plus approfondies de la strate herbacée, l'estimation de la charge écologique et la caractérisation écologique plus détaillée des forêts denses et forêts riveraines.

7 REMERCIEMENTS

Nous remercions la coopération technique allemande (GIZ/Togo) et la Fondation Franz Webber pour leur contribution financière. Nous remercions très sincèrement le conservateur du Parc National de Fazao-Malfakassa et ses

écogardes pour leur aide sur le terrain durant la période de collecte de données. Nous adressons également un grand merci aux populations riveraines du parc pour leur chaleureux accueil.



8 RÉFÉRENCES

- Abdourhamane, H., B. Morou, H. Rabiou, et A. Mahamane. 2013. « Caractéristiques floristiques, diversité et structure de la végétation ligneuse dans le Centre-Sud du Niger: cas du complexe des forêts classées de Dan kada Dodo-Dan Gado ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 7 (3): 1048–1068.
- Adjonou, K., N. Ali, A. Kokutse D., et K. Kokou. 2010. « Étude de la dynamique des peuplements naturels de *Pterocarpus erinaceus* Poir. (Fabaceae) surexploités au Togo ». *Bois et forêts des tropiques* 306 (1): 33–43.
- Adjossou, K. 2009. « Diversité, structure et dynamique de la végétation dans les fragments de forêts humides du Togo: les enjeux pour la conservation de la biodiversité ». *Th. Doct., Université de Lomé, Togo*.
- Adjoussi, P. 2000. « Changement climatique global: évaluation de l'évolution des paramètres climatiques au Togo ». *Mémoire de Maîtrise*.
- Aké Assi, L. 1984. « Flore de la Côte d'Ivoire: étude descriptive et biogéographique avec quelques notes ethnobotaniques: tome 3. Analyse des caractères de la flore ivoirienne: considérations générales ». PhD Thesis, these... l'Université d'Abidjan. Abidjan, l'Université d'Abidjan.
- Aké Assi, L. 2002. *Flore de la Côte-d'Ivoire: catalogue systématique, biogéographie et écologie*. 2. Vol. 58. Boissiera.
- Amori, G., G. H. Segniabeto, J. Decher, D. Assou, S. Gippoliti, et L. Luiselli. 2016. « Non-marine mammals of Togo (West Africa): an annotated checklist ». *Zoosystema* 38 (2): 201–244.
- APG IV. 2016. « An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV ». *Botanical Journal of the Linnean Society* 181 (1): 1–20.
- Arnell, A. P., E. Belle, et N. D. Burgess. 2014. « Évaluation de la connectivité des aires protégées en Afrique de l'Ouest ». *UNEP-WCMC technical report*.
- Atsri, K., H., Y. Konko, A. Cuni-Sanchez, K. Abotsi E., et K. Kokou. in press. « Changes in the West African forestsavanna mosaic, insights from central Togo ».
- Bearth, Thomas, et Joseph Baya. 2010. « Guerre civile et résilience écologique: le cas du Parc national du mont Sangbé à l'ouest de la Côte d'Ivoire ». *Cahiers Agricultures* 19 (3): 220–226.
- Bellard, C., C. Bertelsmeier, P. Leadley, W. Thuiller, et F. Courchamp. 2012. « Impacts of climate change on the future of biodiversity ». *Ecology letters* 15 (4): 365–377.
- Bi, ZB G., D. B. Ahon, I. Kone, et C-Y. A. Yao. 2013. « Diversité végétale et valeur de conservation pour la Biodiversité du Parc National du Mont Péko, une aire protégée, menacée de disparition en Côte d'Ivoire ». *Journal of Applied Biosciences* 71 (1): 5753–5762.
- Bondé, L., O. Ouédraogo, F. Kagembèga, et J. I. Boussim. 2013. « Impact des gradients topographique et anthropique sur la diversité des formations ligneuses soudanaises ». *BOIS & FORÊTS DES TROPIQUES* 318 (318): 15–25.
- Brashares, J. S., P. Arcese, M. K. Sam, P. B. Coppolillo, A. RE Sinclair, et A. Balmford. 2004. « Bushmeat hunting, wildlife declines, and fish supply in West Africa ». *Science* 306 (5699): 1180–1183.
- Briand, N., et P. Carret. 2012. *CEPF and Conservation Trust Funds*. CEPF, November.
- Brooks, T. M., R. A. Mittermeier, G. AB da Fonseca, J. Gerlach, Michael Hoffmann, J. F. Lamoreux, C. G. Mittermeier, J. D. Pilgrim, et A. SL Rodrigues. 2006. « Global biodiversity conservation priorities ». *science* 313 (5783): 58–61.



- Brunel, J. F., P. Hiepko, et H. Scholz. 1984. « Flore analytique du Togo: Phanérogames ». *Englera*, n° 4: 3-751. <https://doi.org/10.2307/3776742>.
- Campbell, G, et P Radley. 2005. « Primate and Bird Diversity in the Fazao Malfakassa National Park, Togo. » *University of Calgary; 2500 University Drive, N.W. T2N 0P4, Canada*, 2005.
- Charter, J. R., et R. W. Keay. 1960. « Assessment of the Olokemeji fire-control experiment (investigation 254) 28 years after institution. » *Assessment of the Olokemeji fire-control experiment (investigation 254) 28 years after institution.*, n° 3.
- Daïnou, K., J-L. Doucet, B. Sinsin, et G. Mahy. 2012. « Identité et écologie des espèces forestières commerciales d’Afrique centrale: le cas de *Milicia* spp.(synthèse bibliographique) ». *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 16 (2): 229.
- De Caceres, M. D., F. Jansen, et M. M. De Caceres. 2016. « Package ‘indicpecies’ ».
- De Cáceres, M. D., et P. Legendre. 2009. « Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference ». *Ecology* 90 (12): 3566–3574.
- DGSCN. 2014. « Quatrième Recensement Général de la Population et de l’Habitat au Togo (Togo RGPH4 2010) ».
- Diekmann, Martin. 2003. « Species indicator values as an important tool in applied plant ecology—a review ». *Basic and applied ecology* 4 (6): 493–506.
- Dufrêne, M., et P. Legendre. 1997. « Species Assemblages and Indicator Species: The Need for a Flexible Asymmetrical Approach ». *Ecological Monographs* 67 (3): 345-66. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2).
- Dumenu, W. K., et W. N. Bandoh. 2016. « EXPLOITATION OF AFRICAN ROSEWOOD (PTEROCARPUS ERINACEUS) IN GHANA: A SITUATION ANALYSIS ». *Ghana J. Forestry* 32: 1–15.
- Amiaud, B., G. N. Gouwakinnou, N. H. Fonton, B. Sinsin, et J. Liu. 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/Impact of climate change on the geographical distribution of suitable areas for cultivation and conservation of underutilized fruit trees: case study of the tamarind tree in Benin ». *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement* 17 (3): 450.
- FFW. 2013. « Etudes écologiques, inventaire forestier et faunique, étude cartographique de Fazao-Malfakassa - Recherche Google ». www.ffw.ch/uploads. 2013. <https://www.ffw.ch/uploads>.
- Fournier, A. 1991. « Phénologie, croissance et productions végétales dans quelques savanes d’Afrique de l’Ouest: variation selon un gradient climatique ».
- Fournier, A., C. Floret, et G-M. Gnahoua. 2001. « Végétation des jachères et succession post-culturelle en Afrique tropicale ». *La jachère en Afrique tropicale*, 123–168.
- Gillon, Y. 1986. « Effets des brûlis sur les arbres en Afrique ».
- Houinato, M., B. Sinsin, et J. Lejoly. 2001. « Impact des feux de brousse sur la dynamique des communautés végétales dans la forêt de Bassila (Bénin) ». *Acta botanica gallica* 148 (3): 237–251.
- Hutchinson, J., et J. M. Dalziel. 1954. « Flora of West Tropical Africa, Volume 1, Part 1. » *Flora of West Tropical Africa, Volume 1, Part 1.*, n° Edn 2 (revised).
- Imorou, I. Toko. 2013. « Effets des facteurs abiotiques sur la répartition spatiale des groupements végétaux dans la zone de transition soudano-guinéenne du Bénin ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 7 (6): 2178–2192.
- IUCN. 2015. « Ecosystem Profile: Guinean Forests of West Africa Biodiversity



- Hotspot ». Critical Ecosystem Partnership Fund.
- Kent, M., et P. Coker. 1992. « Vegetation Description and Analysis Belhaven Press London Google Scholar ».
- Kouame, O. M. L., N. Jengre, M. Kobele, D. Knox, D. B. Ahon, J. Gbondo, J. Gamys, W. Egnankou, D. Siaffa, et A. Okoni-Williams. 2012. « Key Biodiversity Areas identification in the Upper Guinea forest biodiversity hotspot ». *Journal of Threatened Taxa* 4 (8): 2745–2752.
- Koulibaly, A. 2008. « Caractéristiques de la végétation et dynamique de la régénération, sous l'influence de l'utilisation des terres, dans des mosaïques forêts-savanes, des régions de la Réserve de Lamto et du Parc National de la Comoé, en Côte d'Ivoire ». *Doctorat de thèse unique de l'Université de Cocody-Abidjan*, 216p.
- Langhammer, P. F. 2011. *Identification et analyse des lacunes des Zones clés de la biodiversité: cibles pour des systèmes complets d'aires protégées*. Vol. 15. IUCN.
- Leaché, A. D., M-O. Rödel, C. W. Linkem, R. E. Diaz, A. Hillers, et M. K. Fujita. 2006. « Biodiversity in a forest island: reptiles and amphibians of the West African Togo Hills ». *Amphibian and Reptile Conservation* 4 (1): 22–45.
- Lebreton, J. D., D. Chessel, M. e Richardot-Coulet, et N. Yoccoz. 1988. « L'analyse des relations espèces-milieu par l'analyse canonique des correspondances ». *Acta Oecologica-Oecologia Generalis* 9: 137–151.
- Lebrun, J-P. 1981. « Les bases floristiques des grandes divisions chorologiques de l'Afrique sèche ».
- Liniger, H., R. Mekdaschi, P. Moll, et U. Zander. 2017. *Making sense of research for sustainable land management*. Centre for Development and Environment (CDE), University of Bern and Helmholtz-Centre for Environmental Research GmbH-UFZ.
- Louppe, D., N. Ouattara, et A. Coulibaly. 1995. « Effet des feux de brousse sur la végétation ». *Bois et forêts des tropiques*, n° 245: 59–69.
- Luiselli, L., E. M. Hema, G. H. Segniagbeto, V. Ouattara, E. A. Eniang, Massimiliano Di Vittorio, Nioking Amadi, Gnomou Parfait, Nic Pacini, et Godfrey C. Akani. 2017. « Understanding the influence of non-wealth factors in determining bushmeat consumption: results from four West African countries ». *Acta Oecologica*.
- Maharjan, S. K., L. Poorter, M. Holmgren, F. Bongers, J. J. Wieringa, et W. D. Hawthorne. 2011. « Plant functional traits and the distribution of West African rain forest trees along the rainfall gradient ». *Biotropica* 43 (5): 552–561.
- McArdle, B. H., et M. J. Anderson. 2001. « Fitting Multivariate Models to Community Data: A Comment on Distance-Based Redundancy Analysis ». *Ecology* 82 (1): 290-97. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[0290:FMTC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0290:FMTC]2.0.CO;2).
- Mensah, G. A. 2014. *Quelles aires protégées pour l'Afrique de l'Ouest?: Conservation de la biodiversité et développement*. IRD Éditions.
- Milian, J., et E. Rodary. 2010. « La conservation de la biodiversité par les outils de priorisation ». *Revue Tiers Monde*, n° 2: 33–56.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis*. Washington DC: World Resources Institute. <http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/344031>.
- MPDAT. 2001. « Mise en oeuvre d'un programme de réhabilitation des aires protégées au Togo : Etude d'une stratégie globale de mise en valeur/COM-STABEX/91-94 ».
- Mühlenberg, M., A. Galat-Luong, P. Poilecot, B. Steinhauer-Burkart, et I. Kühn. 1990. « L'importance des îlots forestiers de savane humide pour la conservation de la faune de forêt dense en Côte d'Ivoire ».



- <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/54947>.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. AB Da Fonseca, et J. Kent. 2000. « Biodiversity hotspots for conservation priorities ». *Nature* 403 (6772): 853–858.
- N'da, D., Y. C. Y. Adou, K. E. N'guessan, M. Kone, et Y. C. Sagne. 2008. « Analyse de la diversité floristique du parc national de la Marahoué, Centre-Ouest de la Côte d'Ivoire ». *Afrique Science: Revue Internationale des Sciences et Technologie* 4 (3).
- Neuenschwander, P., B. Sinsin, et Georg Goergen. 2011. « Protection de la Nature en Afrique de l'Ouest: Une Liste Rouge pour le Bénin Nature Conservation in West Africa: Red List for Benin ». *Ibadan: IITA*.
- Oksanen, J., F. G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, Peter R. Minchin, R. B. O'hara, G. L. Simpson, et al. 2013. « Package 'vegan' ». *Community ecology package, version 2* (9). <http://cran.ism.ac.jp/web/packages/vegan/vegan.pdf>.
- Olson, D. M., et E. Dinerstein. 1998. « The Global 200: a representation approach to conserving the Earth's most biologically valuable ecoregions ». *Conservation Biology* 12 (3): 502–515.
- Olson, David M., Eric Dinerstein, Eric D. Wikramanayake, Neil D. Burgess, George VN Powell, Emma C. Underwood, Jennifer A. D'amico, Illanga Itoua, Holly E. Strand, et John C. Morrison. 2001. « Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity ». *BioScience* 51 (11): 933–938.
- Palla, F. 2011. « Caractérisation et distribution spatiale des groupements végétaux de la mosaïque forêt-savane du Parc National de la Lopé (Gabon): apport des traits caractéristiques de la végétation (traits d'histoire de vie) et des images radar PALSAR ». PhD Thesis, Paris 6.
- Picard, Nicolas, et Sylvie Gourlet-Fleury. 2008. *Manuel de référence pour l'installation de dispositifs permanents en forêt de production dans le Bassin du Congo*. COMIFAC.
- Piégay, H., G. Pautou, et C. Ruffinoni. 2003. *Les Forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion*. Forêt privée française.
- Pielou, E. C. 1966. « The measurement of diversity in different types of biological collections ». *Journal of theoretical biology* 13: 131–144.
- Poorter, L. 2004. *Biodiversity of West African forests: an ecological atlas of woody plant species*. CABI.
- R Development Core Team,. 2017. « R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2012. 2014 ». ISBN 3-900051-07-0.
- Roberts, D. W., et M. D. W. Roberts. 2016. « Package 'labdsv' ». *Ordination and Multivariate*.
- Ryan, C. M., et M. Williams. 2011. « How does fire intensity and frequency affect miombo woodland tree populations and biomass? » *Ecological applications* 21 (1): 48–60.
- Samarou, M. 2010. « Importance socio-économique de la filière des produits forestiers non ligneux au Togo: cas du miel dans la région centrale ». Master en Sciences Technologies Agronomie et Agroalimentaire, spécialité Gestion Environnementale des Ecosystèmes et Forêts Tropicales. AgroParisTech-ENGREF, Centre de Montpellier.
- Scotland, R. W., et A. H. Wortley. 2003. « How many species of seed plants are there? » *Taxon* 52 (1): 101–104.
- Segla, K. N., K. Adjonou, A. R. Radji, A. D. Kokutse, Kouami Kokou, R. Habou, P. Adjoussi, B. A. Bationo, et A. Mahamane. 2015. « Importance socio-économique de Pterocarpus erinaceus Poir. au Togo ». *European Scientific Journal, ESJ* 11 (23).
- Shannon, C. 1948. « A mathematical theory of communication, bell System technical Journal 27: 379-423 and 623–656 ».



- Mathematical Reviews (MathSciNet)*: MR10, 133e.
- Sinsin, B., D. Kampmann, A. Thiombiano, et S. Konaté. 2010. « Atlas de la Biodiversité de l'Afrique de l'Ouest ». *Tome I: Bénin, Cotonou & Frankfurt/Main*. http://www.goethe-university-frankfurt.de/50800968/CI_01_Cover_Préface_Introduction.pdf.
- Tchouto, M. G. P. 2004. *Plant diversity in a Central African rain forest, implications for biodiversity conservation in Cameroon*.
- Terborgh, J., L. C. Davenport, R. Niangadouma, E. Dimoto, J. C. Mouandza, O. Scholtz, et M. R. Jaen. 2016. « Megafaunal influences on tree recruitment in African equatorial forests ». *Ecography* 39 (2): 180–186.
- UICN. 1985. « La conservation des ressources naturelles au service du développement socio-économique durable du Togo: rapport de mission 18-27 mars 1985 ».
- UICN, IUCN Red. 2015. *The IUCN red list of threatened species. Version 2014.3*.
- Vanthomme, H., B. Bellé, et P-M. Forget. 2010. « Bushmeat hunting alters recruitment of large-seeded plant species in Central Africa ». *Biotropica* 42 (6): 672–679.
- Ward, J. H. 1963. « Hierarchical grouping to optimize an objective function ». *Journal of the American statistical association* 58 (301): 236–244.
- Whittaker, Robert H. 1972. « Evolution and measurement of species diversity ». *Taxon*, 213–251.
- Woegan, Y. A. 2011. « Diversité des formations végétales ligneuses du Parc national de Fazao-Malfakassa et de la réserve d'Alédjo (Togo) ». *Acta Botanica Gallica* 158 (3): 445–449.
- Woegan, Y. A., S. Akpavi, M. Dourma, A. Atato, K. Wala, et K. Akpagana. 2013. « Etat des connaissances sur la flore et la phytosociologie de deux aires protégées de la chaîne de l'Atakora au Togo: Parc National Fazao-Malfakassa et Réserve de Faune d'Alédjo ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 7 (5): 1951–1962.
- Zonneveld, I. S. 1983. « Principles of Bio-Indication ». In *Ecological Indicators for the Assessment of the Quality of Air, Water, Soil, and Ecosystems*, édité par E. P. H. Best et J. Haeck, 207-17. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-009-6322-1_2.