

Énergie solaire et biotechnologies pour les femmes entrepreneurs dans les mangroves du site Ramsar 1017 au Bénin (SEWomen)

Subvention CRDI N° 109625-001

Université d'Abomey-Calavi (UAC) – Bénin

Laboratoire d'Ecologie Appliquée (LEA-UAC) – Bénin

Lieu d'exécution du projet : République du Bénin

RAPPORT D'ETUDE

Diversité floristique, structure et régénération naturelle de la mangrove de l'Aire Communautaire de Conservation de la Biodiversité (ACCB) Togbin-Adoukô (Abomey-Calavi)



Réalisé par :

Elie Antoine PADONOU

Rodrigue IDOHOU

Mahugnon Grâce HOVOZOUNKOU

Juin, 2022



Table des matières

Liste des tableaux	xi
Liste des figures.....	xi
Liste des photos	xi
Liste des abréviations, sigles et acronymes.....	xi
INTRODUCTION.....	1
1. Cadre méthodologique	4
1. 1. Milieu d'étude.....	4
1.2. Echantillonnage.....	5
1.3. Collecte de données.....	5
1.3.1. Diversité, structure et biovolume	5
1.3.2. Régénération naturelle.....	6
1.3.3. Stock de carbone dans la mangrove	6
1.4. Analyse des données.....	7
1.4.1. Diversité.....	7
1.4.2. Structure, biovolume et régénération naturelle	7
1.4.3. Stock de carbone dans la mangrove	9
2. Résultats	11
2.1. Diversité	11
2.2. Structure, biovolume et régénération naturelle	15
2.3. Stock de carbone dans la mangrove.....	18
3. Discussion	19
3.1. Diversité	19
3.2. Structure, biovolume et régénération naturelle	20
3.3. Stock de carbone	22
5. Conclusion.....	24
3. Références bibliographiques	25

Liste des tableaux

Tableau 1: Paramètres de mesure de diversité, structure, biovolume et dominance des espèces	8
Tableau 2: Paramètres de calcul de la biomasse des arbres vivants et des herbacées.....	9
Tableau 3: Diversité floristique et statut de conservation des espèces	11
Tableau 4: Valeurs de l'indice d'importance des espèces (IVI)	14
Tableau 5 : Valeur d'importance des familles (VIF)	15
Tableau 6: Densité, surface terrière et autres paramètres structuraux des espèces de mangroves	16
Tableau 7: Densité moyenne de régénération	17
Tableau 8: Biomasse et stock de carbone dans la mangrove	18

Liste des figures

Figure 1 : Carte montrant la localisation géographique de l'ACCB Togbin-Adoukô	5
Figure 2 : Classes de distribution de diamètre	16
Figure 3 : Répartition du stock de carbone dans la biomasse vivante.....	18

Liste des photos

Photo 1 : Installation des carrés de 1 m ²	10
Photo 2 : Récolte intégrale de la biomasse.....	10
Photo 3 : Régénération de <i>A. germinans</i> dans la mangrove.....	17
Photo 4 : Régénération de <i>R. racemosa</i> dans la mangrove	17

Liste des abréviations, sigles et acronymes

ACCB : Aire Communautaire de Conservation de la Biodiversité

CO₂ : Dioxyde de carbone

DBH : Diamètre à hauteur de poitrine

IPNI : International Plant Name Index

IVI : Indice de Valeur d'Importance d'une espèce

Log : Logarithme

METEO-BENIN : Agence Nationale de la Météorologie du Bénin

Mg : Mégagramme

MS : Matière Sèche

PHT : Poids Humide Total

REDD : Réduction des Emissions dues à la Déforestation et la Dégradation

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

VIF : Indice de Valeur d'Importance d'une Famille

« Ces travaux ont été réalisés grâce à une subvention du Centre de recherches pour le développement international, établi à Ottawa, au Canada. »

« Les opinions exprimées ne représentent pas nécessairement celles du CRDI ni de son Conseil des gouverneurs. »

INTRODUCTION

Les écosystèmes côtiers réfèrent à un ensemble d'habitats de nature et fonction variées établi le long des lisières continentales à travers le monde (Feka et Morrison, 2017). Les mangroves sont des écosystèmes dynamiques caractéristiques des régions côtières, lagunaires et subtropicales (Tossou *et al.*, 2008 ; Orekan *et al.*, 2019). Couvrant une superficie globale estimée à 16,4 millions ha en 2014 (Giri *et al.*, 2015), les mangroves offrent un éventail de biens et services écosystémiques aux populations des zones côtières (Sinsin *et al.*, 2018). En Afrique, les mangroves occupent 3,2 millions ha dont 70% sont réparties entre le Nigéria, le Cameroun, la Guinée et le Madagascar (Fousseni *et al.*, 2017). Leur contribution à l'épanouissement socioéconomique des populations n'est plus à démontrer car elles constituent une source d'approvisionnement en bois énergie, plantes médicinales, Produits Forestiers Non Ligneux (PFNL) (Dossou-Yovo *et al.*, 2017 ; Adanguidi *et al.*, 2020) et servent également de support pour les activités de pêche, d'agriculture et de saliculture (Sinsin *et al.*, 2018 ; Teka *et al.*, 2019). L'inventaire de la diversité biologique a prouvé que les mangroves abritent une diversité considérable de ressources floristiques et faunistiques, allant des vertébrés y compris les poissons, les mammifères, les oiseaux et autres espèces (Sinsin *et al.*, 2018 ; Kiki *et al.*, 2020). A l'instar d'autres écosystèmes terrestres, les mangroves contribuent également à la mitigation du changement climatique en réabsorbant une partie du CO₂ anthropique émis (Ajonina *et al.*, 2014).

Cependant, des études sur le statut de conservation des bichores ont démontré l'existence d'un risque de disparition sur les mangroves (Sinsin *et al.*, 2018 ; Teka *et al.*, 2019). En effet, ces écosystèmes sont constamment exposés à des pressions de dégradation entraînant une régression progressive de leur couverture (Sinsin *et al.*, 2018 ; Orekan *et al.*, 2019). En Afrique de l'Ouest, la couverture des mangroves a considérablement régressé de 30% au cours des 25 dernières années (Fousseni *et al.*, 2017). Et pour cause, la dépendance de la majorité des habitants des régions côtières des mangroves conduit à une forte fréquence d'exploitation des ressources (Romanach *et al.*, 2018). Ainsi, la survie de ces habitants dépend en partie des écosystèmes de mangroves. A ces éléments s'ajoutent l'urbanisation, le changement climatique et la volonté démesurée des paysans d'étendre leurs superficies cultivées (Sinsin *et al.*, 2018 ; Teka *et al.*, 2019).

Au Bénin, les mangroves sont naturellement incrustées dans les zones humides du site Ramsar 1017, autrement appelé complexe Ouest. Le site Ramsar 1017 fait partie intégrante des zones humides d'importance nationale et internationale enregistrées par le Bénin suite à

l'adoption de la Convention Ramsar en 1999 (Sinsin *et al.*, 2018 ; Padonou *et al.*, 2021). Les objectifs de la convention ont évolué dans le temps, passant de l'utilisation et la conservation de l'habitat des oiseaux des zones humides à la conservation intégrale de la diversité biologique et l'épanouissement des humains (Houessou *et al.*, 2021 ; Padonou *et al.*, 2021). Depuis l'adoption de la convention, le site Ramsar 1017 a bénéficié de nombreux projets et programmes visant la restauration, la conservation et l'utilisation durable des zones humides, notamment les mangroves (Sinsin *et al.*, 2018 ; Padonou *et al.*, 2021). Les actions de conservation ont entre autres conduit à la création de l'Aire Communautaire de Conservation de la Biodiversité (ACCB) Togbin-Adoukô qui confère aux mangroves, un statut d'écosystème intégralement protégé (Houessou *et al.*, 2021).

De nombreuses études ont été entreprises pour évaluer les impacts de la Convention Ramsar et des projets associés sur l'état de conservation des mangroves du site Ramsar 1017. Par exemple, Sinsin *et al.* (2018) et Zanzo *et al.* (2021) ont rapporté des informations sur la composition floristique, la structure et la régénération naturelle des mangroves pendant que Padonou *et al.* (2021) soulignaient l'effet positif de la convention sur la couverture des mangroves. Toutefois, les informations sur l'état de conservation de la forêt naturelle de mangrove de l'ACCB Togbin-Adoukô sont très limitées, voire indisponibles. Récemment, Houessou *et al.* (2021) ont rapporté que malgré les politiques de gestion durable, la mangrove de l'ACCB Togbin-Adoukô demeure sous pressions anthropiques. Pour ces auteurs, cet état de chose constitue un challenge fondamental pour la sauvegarde des ressources et les services qu'elle fournit. Au regard de ce qui précède, il urge de développer des stratégies nécessaires pour le monitoring, la valorisation et la gestion durable de cet écosystème. Les défis de conservation, de monitoring et de valorisation des écosystèmes forestiers nécessitent une bonne connaissance sur la diversité biologique, la structure et le potentiel de régénération des espèces (Sokpon, 1995 ; Dossou *et al.*, 2012a ; Sinsin *et al.*, 2018). La connaissance de la biodiversité constitue un capital essentiel pour un aménagement adéquat et la conservation des mangroves (Wah *et al.*, 2011 ; Azyleah *et al.*, 2014 ; Sinsin *et al.*, 2018). La structure des populations d'espèces renseigne sur le niveau d'anthropisation et de stabilité des mangroves (Zanzo *et al.*, 2021). La régénération assure le renouvellement des individus et le maintien de la biodiversité dans les formations végétales tropicales (Douh, 2018). Pour Mchenga et Ali (2014), la végétation des mangroves se renouvelle généralement à travers un processus de régénération naturelle. Les mêmes auteurs ont rapporté que le succès de ce processus est parfois entravé par des facteurs liés aux conditions du sol, la pollution, la compétition et

autres. Dans ces cas, les plantations sont utilisées comme moyens alternatifs (Ferreira *et al.*, 2015). Dès lors, l'évaluation du potentiel de régénération naturelle permettra de disposer des informations scientifiques sur l'autosuffisance de la mangrove vis-à-vis du renouvellement de la végétation ou si elle nécessite des interventions anthropiques. De plus, pour l'émergence des mécanismes "EBA" (*Ecosystem-Based Adaptation* en anglais), "CDM" (*Clean Development Mechanism*) et REDD+ (réduction des émissions dues à la déforestation et la dégradation) dans la lutte contre le changement climatique, la disposition des données actualisées sur le stock de carbone des mangroves est une préoccupation majeure, soulignent Pramova *et al.* (2012) et Ajonina *et al.* (2014). Par ailleurs, la détermination du stock de carbone des mangroves pourrait également contribuer à la réduction de la vulnérabilité des habitants des régions côtières aux effets néfastes du changement climatique (Donato *et al.*, 2011). A ce titre, cette étude s'avère indispensable pour apprécier les efforts de conservation de la mangrove de l'ACCB Togbin-Adoukô et aussi mettre en relief sa contribution à la mitigation du changement climatique. Les objectifs étaient : évaluer la diversité floristique et ligneuse de la mangrove ; caractériser la structure des populations d'espèces ; évaluer le potentiel de régénération naturelle des espèces ligneuses et quantifier le stock de carbone.

1. Cadre méthodologique

1. 1. Milieu d'étude

La présente étude a été conduite dans l'Aire Communautaire de Conservation de la Biodiversité (ACCB) Togbin-Adoukô ([Figure 1](#)). Elle est située entre les latitudes 6°20'55'' et 6°21'15'' Nord et les longitudes 2°16'20'' et 2°18'25'' Est et s'étend sur 407,26 ha (Houessou *et al.*, 2021). L'ACCB Togbin-Adoukô désigne une forêt naturelle de mangrove constituée de palétuviers localisée au cœur et sur le long de la lagune côtière de Godomey (Commune d'Abomey-Calavi) (Houessou *et al.*, 2021). Le régime climatique est de type subéquatorial avec deux saisons sèches (Novembre à Mars et Juillet à Septembre) et deux saisons pluvieuses (Mars à Juillet et Septembre à Novembre) (METEO-BENIN, 2019). Le cumul annuel moyen des précipitations oscille autour de 1200 mm et la température moyenne mensuelle varie entre 23°C et 35°C en fonction des saisons (METEO-BENIN, 2019). On y rencontre principalement trois types de sols : les sols hydromorphes moyennement organiques humiques à pseudo-gley, les sols hydromorphes sur matériau alluvial lagunaire et alluvio-colluvial et les sols hydromorphes sur du sable marin (Houessou *et al.*, 2021). La végétation est constituée par endroit de jachères, de prairies, de savanes herbeuses marécageuses et plantations qui résultent de la dégradation des formations forestières (Houessou *et al.*, 2021). Pour ces mêmes auteurs, la mangrove de l'ACCB Togbin-Adoukô héberge des espèces caractéristiques comme *Rhizophora racemosa*, *Avicennia germinans* et des espèces associées à savoir *Acrostichum aureum*, *Dalbergia ecastaphyllum*, etc. Les principales activités économiques exercées par les populations sont la pêche, l'agriculture et la saliculture (Houessou *et al.*, 2021).

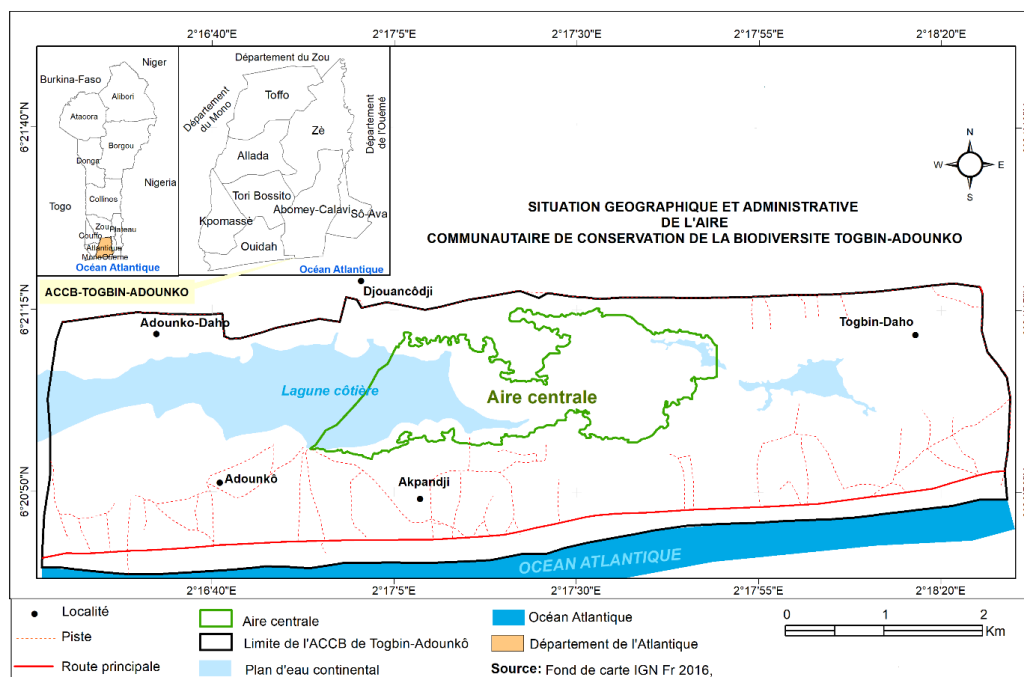


Figure 1 : Carte montrant la localisation géographique de l'ACCB Togbin-Adoukô

1.2. Echantillonnage

Au regard de la complexité et des difficultés d'accès aux écosystèmes de mangroves, l'étude de la structure de la végétation et du stock de carbone a été effectuée en utilisant la technique d'échantillonnage de quadrats le long des transects. A cet effet, des transects à multi lignes de 200 m de longueur $\times$ 10 m de largeur séparés par un intervalle de 50 m ont été installés dans les mangroves suivant des azimuts bien définis (George *et al.*, 2017 ; Zanzo *et al.*, 2021). Les transects ont été installés de façon perpendiculaire et parallèle aux formations forestières de la mangrove, comme recommandé par Mchenga et Ali (2014). Des placettes de 10 m $\times$ 10 m (100 m²) espacées de 25 m ont été installées sur chaque transect (Hamad *et al.*, 2014).

Les données sur la régénération naturelle ont été obtenues à partir des quadrats de 5 m $\times$ 5 m (25 m²) installés à l'intérieur des placettes de 100 m² initialement installées (Mchenga et Ali, 2014 ; Utami *et al.*, 2017). Les données ont été collectées durant la période de faible marée afin de réduire les risques de noyade.

1.3. Collecte de données

1.3.1. Diversité, structure et biovolume

A l'intérieur de chaque placette, toutes les espèces rencontrées ont été systématiquement inventoriées. La hauteur totale, le nom scientifique et le nombre de tiges ont été collectés pour les ligneux de diamètre à hauteur de poitrine ($\text{dbh} \geq 1$ cm). Pour les individus de *Rhizophora racemosa*, le dbh a été mesuré à 30 cm au-dessus de la racine sur pilotis la plus élevée en

conformité avec l'approche méthodologique de Ajonina *et al.* (2014). Les espèces recensées ont été identifiées sur le terrain en utilisant le Guide des adventistes de l'Afrique de l'Ouest (Akobundu et Agyakwa, 1989) et la Flore Analytique du Bénin (Akoègninou *et al.*, 2006). Celles indéterminées ont été herborisées et identifiées à l'Herbier National du Bénin. Les noms recensés ont été confrontés aux noms du site internet de "International Plant Name Index" (IPNI : <http://www.ipni.org> version 2021) afin de s'assurer de l'écriture des noms scientifiques et la famille des espèces.

La méthode adaptée des points quadrats alignés de Daget et Poissonet (1971) a permis d'étudier le profil structural de la strate herbacée de la prairie marécageuse de la mangrove. A cet effet, une ligne diagonale a été installée dans les placettes de 100 m² disposées dans la strate herbacée. Un fil était tendu au-dessus de la végétation, à 1 m du sol sur la diagonale. La méthode consistait à faire descendre à chaque 1 m, le long de la diagonale, une tige dans la végétation. La hauteur des espèces dont une partie vivante (chaume, feuilles ou autres organes) touchait la tige a été mesurée. A chaque point de lecture, chaque espèce était mesurée autant de fois qu'elle touchait la tige.

1.3.2. Régénération naturelle

Les dimensions (diamètre et hauteur) à considérer pour la régénération naturelle des espèces de mangrove varient largement (Mandal et Joshi, 2014 ; Ferreira *et al.*, 2015 ; Shah *et al.*, 2016 ; George *et al.*, 2017 ; Utami *et al.*, 2017 ; Zanzo *et al.*, 2021). Pour cette étude, les données de régénération ont été collectées en utilisant les classes de régénération décrites par Shah *et al.* (2016) et George *et al.* (2017). Ainsi, les individus de hauteur totale (h) > 4 m ont été considérés comme arbres, ceux à $1\text{ m} < h \leq 4$ m comme gaules et les individus de $h \leq 1$ m comme plantules.

1.3.3. Stock de carbone dans la mangrove

Le diamètre du tronc des arbres de dbh > 5 cm a été mesuré en addition des noms des espèces. Pour les individus de *Rhizophora racemosa*, le dbh a été mesuré à 30 cm au-dessus de la racine sur pilotis la plus élevée. Pour les autres espèces, le dbh a été mesuré à 1,3 m du sol.

Pour l'estimation du stock de carbone des herbacées, des carrés (quadrats de 1 m²) ont été aléatoirement installés à l'intérieur des placettes de 100 m² (Ajonina *et al.*, 2014). La végétation herbacée de chaque carré a été récoltée en utilisant la méthode de récolte intégrale employée par d'autres auteurs au Bénin (Oumorou *et al.*, 2010 ; Ajonina *et al.*, 2014). Le poids frais de la matière récoltée par quadrat a été mesuré sur le terrain à l'aide d'une balance électronique. Au total, 10 échantillons de 200g chacun pris de façon composite ont été séchés

à l'étuve à une température de 65 °C durant 72 heures, conformément à l'approche méthodologique de Kono *et al.* (2020), afin de déterminer le poids sec de l'échantillon.

1.4. Analyse des données

1.4.1. Diversité

Un total de 54 placettes de 100 m² a été exploré dans l'ensemble des physionomies végétales de la mangrove. La diversité des ligneux a été mesurée en utilisant un certain nombre de descripteurs taxinomiques : richesse spécifique (S), indice de diversité de Shannon (H') et équitabilité de Pielou (Eq) (Tableau 1). L'indice de Shannon est utile pour évaluer la diversité des espèces végétales et sa valeur augmente en fonction du nombre total d'espèces et de l'abondance relative de chaque espèce (Shannon, 1948). Il s'exprime en bits et traduit une faible diversité si $H' < 3$; moyenne si H' est compris entre 3 et 4 et forte : $H' \geq 4$ (Shannon, 1948). L'équitabilité de Pielou (Eq) exprime le rapport entre l'indice de Shannon (H') et la diversité maximale ($\log_2 S$) (Pielou, 1966) (Tableau 1). Elle varie de 0 à 1. Une valeur maximale de Eq exprime une abondance identique des espèces au sein de l'habitat et celle minimale l'abondance d'une espèce.

La densité relative (Dr), la fréquence relative (Fr), la dominance relative (Domr), l'Indice de Valeur d'Importance d'une espèce (IVI) et l'Indice de Valeur d'Importance d'une famille (VIF) ont été utilisés comme paramètres de mesure de dominance dans la mangrove. Les formules de ces paramètres sont données par Cintron et Schaeffer-Novelli (1984) ; Brashears *et al.* (2004) et sont présentées dans le Tableau 1. L'indice de Valeur d'Importance (IV) est utilisé pour identifier les familles et les espèces ayant une importance écologique dans une communauté végétale (Adomou *et al.*, 2009). La diversité relative (divr) d'une famille exprime le rapport entre le nombre d'espèces de la famille et le nombre d'espèces des autres familles (Adomou *et al.*, 2009). IVI et VIF varient entre 0 et 300%. Les familles et espèces à importance écologique sont celles ayant un indice de Valeur d'Importance (IV) > 10% (Reitsma, 1988). Le statut de conservation de chaque espèce a été identifié sur la base de la liste rouge des espèces menacées du Bénin (Neuenschwander *et al.*, 2011) et la liste rouge des espèces menacées de l'UICN (<http://www.iucnredlist.org/> version 2021).

1.4.2. Structure, biovolume et régénération naturelle

La surface terrière (G) et la structure en diamètre ont servi de paramètres d'appréciation de la structure des ligneux (Tableau 1). La surface terrière (G) correspond à la somme des sections horizontales des tiges. Elle est donnée par la formule de Cintron et Schaeffer-Novelli (1984) et s'exprime en m²/ha. Les résultats de la surface terrière ont servi au calcul du biovolume (V)

à l'aide de la formule de Dawkins (1961) (Tableau 1). La distribution en classes de diamètre permet d'avoir un aperçu sur la dynamique des populations d'arbres (Fonton *et al.*, 2012). A cet effet, les sujets de dbh ≥ 1 cm ont été regroupés en des classes d'amplitude 10 cm. Les classes de diamètre ont servi à la construction de l'histogramme de la structure en diamètre.

Tableau 1: Paramètres de mesure de diversité, structure, biovolume et dominance des espèces

Paramètres	Formule	Détails de la formule
Diversité		
Indice de Shannon-Wiener	$H' = - \sum p_i \cdot \log_2 p_i$ avec $p_i = \frac{n_i}{\sum n_i}$	p_i : fréquence relative de chaque espèce et n_i nombre total d'individus par espèce
Equitabilité de Pielou (Eq)	$Eq = H' / \log_2 S$	H' : indice de Shannon et S la richesse spécifique
Structure des espèces		
Surface terrière (G) (m ² /ha)	$G = \frac{\pi}{4s} D^2$	D (cm) : diamètre à hauteur de poitrine ; S (ha) : superficie et $\pi = 3,14$
Biovolume (V) (m ³ /ha)	$V = 0,53 \sum G \times H \times n_i$	H (m) : hauteur totale des arbres, G la surface terrière et n_i le nombre d'individus
Dominance		
Densité (D)	$D = \frac{N}{S}$	N : nombre total de tiges
Densité relative (Dr)	$= \frac{N}{NT} \times 100$	N : nombre d'individus pour une espèce et NT le nombre d'individus pour l'ensemble des espèces
Fréquence relative (Fr)	$Fr = \frac{F}{NF} \times 100$	F : nombre de placettes où l'espèce apparait et NF le nombre total de placettes
Dominance relative (Domr)	$Domr = \frac{G}{\sum G} \times 100$	G : surface terrière
Indice de Valeur d'Importance d'espèce (IVI)	$IVI = Dr + Domr + Fr$	Dr : densité relative, $Domr$: dominance relative et Fr : fréquence relative
Indice de Valeur d'importance d'une famille (VIF)	$VIF = divr + Dr + Domr$	$divr$: diversité relative

Concernant la régénération naturelle, une densité de régénération a été calculée pour chaque quadrat échantillonné. Par la suite, la densité moyenne de régénération par placette a été calculée, puis rapportée à la superficie échantillonnée en ha.

1.4.3. Stock de carbone dans la mangrove

Les équations allométriques d'estimation du stock de carbone dans les mangroves sont spécifiques à chaque région et chaque espèce (Stringer *et al.*, 2015 ; Benson *et al.*, 2017). Au Bénin, des études ont abordé le stock de carbone des mangroves (Ajonina *et al.*, 2014) et autres écosystèmes forestiers (Saïdou *et al.*, 2012 ; Adjera *et al.*, 2020). Puisque ces travaux n'ont pas pu établir toutes les équations de régression spécifiques à chaque espèce, la biomasse aérienne (B_{AG}) et la biomasse souterraine (B_{BG}) de chaque arbre vivant ont été déterminées en utilisant les modèles génériques développés par Komiyama *et al.* (2005) (Tableau 2). Ces modèles ont précédemment été utilisés avec succès en Afrique par Stringer *et al.* (2015) au Mozambique et Benson *et al.* (2017) au Madagascar. La densité spécifique pour chaque espèce a été recueillie à partir de la base de données du World Agroforestry Center (<http://www.worldagroforestry.org/> version 2021). Une densité moyenne a été calculée pour les espèces disposant plus d'une densité (Mcghee *et al.*, 2016). La densité moyenne admise (0,65) pour le bois d'Afrique a été appliquée pour les espèces à densité inconnue (Lewis *et al.*, 2013). Une biomasse a été calculée par placette et une biomasse totale pour l'ensemble des placettes échantillonnées. La biomasse totale a été normalisée à la taille de la superficie échantillonnée afin de calculer la densité de biomasse (t MS/ha). Le stock de carbone de la mangrove a été obtenu en multipliant respectivement la biomasse aérienne et la biomasse racinaire par 0,5 et 0,39, conformément à l'approche méthodologique de Kauffman et Donato (2012) ainsi qu'aux recommandations de GIEC (2013). Le carbone total des arbres a été évalué en additionnant le carbone correspondant à la biomasse aérienne et la biomasse souterraine.

Tableau 2 : Paramètres de calcul de la biomasse des arbres vivants et des herbacées

Paramètre	Equation	Détails de l'équation
Biomasse aérienne (kg)	$B_{AG} = 0,251 \rho D^{2,46}$	ρ : densité de bois en g/m^3 ;
Biomasse souterraine (kg)	$B_{BG} = 0,199 \rho^{0,899} D^{2,22}$	D (cm) : diamètre à hauteur de poitrine
Biomasse herbacée (kg)	$B = (PHT \times MS) / 100$	PHT (g) = Poids Humide Total au champ ; MS (%) : matière sèche

La masse de carbone des herbacées a été obtenue en appliquant le facteur de conversion de la biomasse des herbacées de 0,45 (Kauffman et Donato, 2012). Le carbone total de la mangrove a été calculé en additionnant le stock de carbone des arbres et celui des herbacées.



Photo 1 : Installation des carrés de 1 m²



Photo 2 : Récolte intégrale de la biomasse

2. Résultats

2.1. Diversité

La composition floristique et le statut de conservation des espèces sont résumés dans le [Tableau 3](#). Il ressort de ce tableau que la mangrove est composée de 65 espèces (55 herbacées et 10 ligneuses), réparties en 26 familles. La famille des Fabaceae est la plus diversifiée (14 espèces, soit 21,54%), suivie des Cyperaceae (9 espèces, soit 13,84%) et des Poaceae (5 espèces, soit 7,7%). Sept des espèces recensées sont menacées, il s'agit de *Avicennia germinans* (L.), *Borassus aethiopum* Mart., *Brachypodium sylvaticum* (Huds.) P.Beauv., *Cassytha filiformis* L., *Dalbergia ecastaphyllum* (L.), *Rhizophora racemosa* G. Mey. et *Zanthoxylum zanthoxyloides* (Lam.) Zepern. & Timler ([Tableau 3](#)). Cinq de ces espèces (*B. aethiopum*, *A. germinans*, *R. racemosa*, *D. ecastaphyllum* et *Z. zanthoxyloides*) sont vulnérables au niveau national, le reste demeure non encore évalué. Toutefois, seules *C. filiformis* et *B. sylvaticum* sont respectivement en danger critique et quasi menacée à l'international sur la liste rouge de l'UICN.

La richesse spécifique des individus de dbh ≥ 1 cm est de 10 espèces réparties en 8 familles dont deux espèces caractéristiques des mangroves (*R. racemosa* et *A. germinans*), deux espèces associées (*D. ecastaphyllum* et *Drepanocarpus lunatus* (L.f.) G. Mey.) et 6 autres espèces (*Acacia auriculiformis* A. Cunn. ex Benth, *Azadirachta indica* A. Juss, *B. aethiopum*, *Syzygium cumini* (L.) Skeels, *Terminalia catappa* L. et *Z. zanthoxyloides*). La diversité des ligneux est faible (Indice de Shannon, $H' = 1,57$ bits) et présente une distribution irrégulière de l'abondance entre les espèces (Equitabilité de Pielou, $E_q = 0,26$).

Tableau 3: Diversité floristique et statut de conservation des espèces

Famille	Nom scientifique	Statut UICN Bénin	Statut UICN à l'international
Amaranthaceae	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R.Br. ex DC.	NE	LC
	<i>Philoxerus vermicularis</i> (L.) Sm.	NE	NE
Arecaceae	<i>Borassus aethiopum</i> Mart.	VU	LC
	<i>Elaeis guineensis</i> Jacq.	NE	LC
	<i>Phoenix reclinata</i> Jacq.	NE	LC
	<i>Cocos nucifera</i> L.	NE	NE
	<i>Nymphaea lotus</i> L.	NE	LC
Asteraceae	<i>Eleutheranthera ruderalis</i> (Sw.) Sch.Bip.	NE	NE

	<i>Tridax procumbens</i> L.	NE	NE
	<i>Vernonia cinerea</i> (L.) Less.	NE	NE
Acanthaceae	<i>Avicennia germinans</i> (L.)	VU	LC
Cactaceae	<i>Cassytha filiformis</i> L.	NE	CR
Combretaceae	<i>Terminalia catappa</i> L.	NE	LC
Commelinaceae	<i>Commelina erecta</i> L.	NE	NE
Cucurbitaceae	<i>Momordica charantia</i> L.	NE	NE
Cyperaceae	<i>Abildgaardia hispidula</i> subsp. <i>brachyphylla</i> (Cherm.) Lye	NE	NE
	<i>Cyperus articulatus</i> L.	NE	LC
	<i>Cyperus compressus</i> L.	NE	LC
	<i>Cyperus crassipes</i> Vahl	NE	NE
	<i>Cyperus esculentus</i> L.	NE	LC
	<i>Fimbristylis cymosa</i> R.Br.	NE	LC
	<i>Cyperus erectus</i> (Schumach.)	NE	LC
	<i>Mariscus cylindristachyus</i> Steud.	NE	NE
	<i>Pycnus polystachyos</i> (Rottb.)	NE	LC
Euphorbiaceae	<i>Euphorbia nutans</i> Lag.	NE	LC
	<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach. & Thonn.	NE	NE
Fabaceae	<i>Indigofera hirsuta</i> L.	NE	NE
	<i>Acacia auriculiformis</i> A.Cunn. ex Benth.	NE	LC
	<i>Chamaecrista mimosoides</i> (L.) Greene	NE	NE
	<i>Crotalaria retusa</i> L.	NE	NE
	<i>Dalbergia ecastaphyllum</i> (L.)	VU	LC
	<i>Desmodium tortuosum</i> (Sw.) DC.	NE	NE
	<i>Indigofera dendroides</i> Jacq.	NE	NE
	<i>Drepanocarpus lunatus</i> (L.f.) G.Mey.	NE	NE
	<i>Sesbania sericea</i> (Willd.)	NE	LC
	<i>Tephrosia villosa</i> (L.) Pers.	NE	LC
	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	NE	NE

	<i>Chamaecrista fasciculata</i> (Michx.) Greene	NE	NE
	<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	NE	NE
	<i>Schrankia leptocarpa</i> DC.	NE	NE
Loganiaceae	<i>Spigelia anthelmia</i> L.	NE	NE
Malvaceae	<i>Hibiscus asper</i> Hook.f.	NE	NE
	<i>Hibiscus sabdariffa</i> L.	NE	NE
	<i>Sida cordifolia</i> L.	NE	NE
	<i>Sida pilosa</i> Mill.	NE	NE
	<i>Waltheria indica</i> L.	NE	LC
Meliaceae	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss	NE	LC
Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	NE	LC
Onagraceae	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H.Raven	NE	NE
Passifloraceae	<i>Passiflora foetida</i> L.	NE	NE
Poaceae	<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P. Beauv.	NE	NT
	<i>Digitaria horizontalis</i> Willd	NE	LC
	<i>Eragrostis tenella</i> (L.)	NE	NE
	<i>Paspalum vaginatum</i> SW.	NE	LC
	<i>Sporobolus virginicus</i> (L.) Kunth	NE	LC
Pteridaceae	<i>Acrostichum aureum</i> L.	NE	LC
Rhizophoraceae	<i>Rhizophora racemosa</i> G. Mey.	VU	LC
Rubiaceae	<i>Oldenlandia lancifolia</i> (Schumach.) DC.	NE	LC
	<i>Pentodon pentandrus</i> (Schumach. & Thonn.) Vatke	NE	LC
	<i>Richardia scabra</i> L.	NE	NE
	<i>Spermacoce verticillata</i> L.	NE	NE
Rutaceae	<i>Zanthoxylum zanthoxyloides</i> (Lam.) Zepern. & Timler	VU	LC
Scrophulariaceae	<i>Scoparia dulcis</i> L.	NE	NE
Solanaceae	<i>Schwenckia americana</i> L.	NE	NE
Typhaceae	<i>Typha domingensis</i> Pers.	NE	LC

NE : Non évaluée ; LC : Préoccupation mineure ; VU : Vulnérable ; CR : En danger critique ; NT : Quasi menacée

Les [Tableau 4](#) et [5](#) donnent respectivement les valeurs de l'indice d'importance des espèces et des familles. L'analyse des tableaux montre que 3 espèces et 8 familles ont une importance écologique. Les espèces écologiquement importantes sont *R. racemosa* (IVI = 177,43%), *A. germinans* (IVI = 66,32%) et *D. ecastaphyllum* (IVI = 25,18%). Il faut remarquer que *S. cumini*, et *Z. zanthoxyloides* sont les espèces les moins importantes avec une valeur respective de 1,12% et 1,36%. Parmi les 8 familles, les Rhizophoraceae (VIF = 147,77%), les Acanthaceae (VIF = 50,34%) et les Fabaceae (VIF = 43,84%) sont les plus dominantes. Plus de détails à propos de la valeur d'importance des familles sont fournis dans le tableau 5.

Le résultat de la densité relative indique que la strate arborescente est caractérisée par une forte représentation des espèces typiques des mangroves, *R. racemosa* dont la densité relative est de 60,38%, suivie de *A. germinans* (25,67%) et *D. ecastaphyllum* (8,07%) ([Tableau 4](#)). A l'opposé, *B. aethiopum* (0,14%), *S. cumini* (0,14%) et *T. catappa* (0,14%) sont les espèces ayant les plus faibles valeurs de densité relative.

Tableau 4: Valeurs de l'indice d'importance des espèces (IVI)

Espèces	Dr (%)	Fr (%)	Domr (%)	IVI (%)
<i>R. racemose</i>	60.38	42.16	77.30	177.43
<i>A. germinans</i>	25.67	26.47	14.64	66.32
<i>D. ecastaphyllum</i>	8.07	16.67	0.45	25.18
<i>D. lunatus</i>	1.66	6.86	0.1	8.62
<i>A. auriculiformis</i>	3.24	1.96	0.30	5.49
<i>A. indica</i>	0.21	1.96	0.01	2.17
<i>B. aethiopum</i>	0.14	0.98	7.16	9.94
<i>S. cumini</i>	0.14	0.98	0	1.12
<i>T. catappa</i>	0.14	0.98	0.01	2.35
<i>Z. zanthoxyloides</i>	0.35	0.98	0.03	1.36
Total	100	100	100	300

Dr : densité relative ; Fr : fréquence relative, Domr : dominance relative

Tableau 5 : Valeur d'importance des familles (VIF)

Famille	divr (%)	Dr (%)	Domr (%)	VIF (%)
Arecaceae	10	0,07	7,16	17,22
Acanthaceae	10	25,71	14,64	50,34
Combretaceae	10	0,14	0,01	10,15
Fabaceae	30	13	0,85	43,84
Meliaceae	10	0,21	0,01	10,21
Myrtaceae	10	0,07	0	10,07
Rhizophoraceae	10	60,47	77,30	147,77
Rutaceae	10	0,35	0,04	10,38
Total	100	100	100	300

2.2. Structure, biovolume et régénération naturelle

Le profil structural de la mangrove a montré 4 strates. La strate herbacée de hauteur 0-4 m, comprend les espèces telles que *Paspalum vaginatum* SW., *Alternanthera sessilis* (L.) R. Br. ex DC., *Philoxerus vermicularis* (L.) Sm. et *Pentodon pentandrus* (Schumach. & Thonn.) Vatke. Elle est largement dominée par *P. vaginatum* ainsi que *Acrostichum aureum* L. et *Thypha domingensis* Pers. par endroit. La strate arbustive de hauteur 4-7 m comprend des espèces telles que *D. lunatus*, *A. auriculiformis* et *D. ecastaphyllum*. La strate arborescente inférieure de hauteur 8-15 m, est constituée de *B. aethiopum*, *A. germinans* et des individus de *R. racemosa*. Enfin, la strate arborescente supérieure de hauteur 15-20 m, est largement dominée par les pieds de *R. racemosa*.

Les paramètres structuraux sont résumés dans le [Tableau 6](#). Les densités les plus élevées sont obtenues pour *R. racemosa* ($1822 \pm 27,82$), *A. germinans* ($775 \pm 32,16$) et *D. ecastaphyllum* ($243 \pm 10,91$), alors que les plus faibles sont pour *T. catappa* ($4 \pm 0,6$) et *B. aethiopum* ($2 \pm 0,3$). Les valeurs élevées des écartypes montrent une variation de la densité d'une espèce à une autre. Quant à la surface terrière moyenne, les résultats montrent qu'elle est de $28,14 \pm 1,15 \text{ m}^2/\text{ha}$ pour l'ensemble de la forêt. *R. racemosa* ($21,75 \pm 1,14 \text{ m}^2/\text{ha}$) et *A. germinans* ($4,12 \pm 0,16 \text{ m}^2/\text{ha}$) sont les espèces à fort recouvrement basal ([Tableau 6](#)).

L'interprétation de la distribution des classes de diamètre a révélé une décroissance de la densité des faibles classes de diamètre vers les plus élevées (allure en J renversé) (Figure 2 a). En effet, la population des ligneux est caractérisée par une abondance (98%) des individus de 1 à 30 cm de dbh et une rareté des individus de diamètre supérieur (Figure 2a). Des tendances

similaires ont été observées pour *A. germinans* (Figure 2c) et *R. racemosa* (Figure 2 b). Concernant le biovolume moyen, il est de $181,41 \pm 8,91 \text{ m}^3/\text{ha}$ dont *R. racemosa* ($152,92 \pm 8,90 \text{ m}^3/\text{ha}$) et *A. germinans* ($17,39 \pm 0,7 \text{ m}^3/\text{ha}$) sont les espèces y contribuant le plus (Tableau 6).

Tableau 6: Densité, surface terrière et autres paramètres structuraux des espèces de mangroves

Paramètres structuraux	Toutes espèces	<i>A. germinans</i>	<i>R. racemosa</i>	<i>D. ecastaphyllum</i>
Diamètre (cm)	$8,17 \pm 7,22$	$7,23 \pm 2,88$	$9,40 \pm 6,03$	$2,18 \pm 0,93$
Hauteur totale (m)	$8,30 \pm 2,66$	$6,14 \pm 1,75$	$9,64 \pm 2,73$	$7,34 \pm 2,84$
Densité (tiges/ha)	$3014 \pm 36,96$	$775 \pm 32,16$	$1822 \pm 27,82$	$243 \pm 10,91$
G (m^2/ha)	$28,14 \pm 1,15$	$4,12 \pm 0,16$	$21,75 \pm 1,14$	$0,13 \pm 0,01$
Biovolume (m^3/ha)	$181,41 \pm 8,91$	$17,39 \pm 0,7$	$152,92 \pm 8,9$	$0,51 \pm 0,03$

Les valeurs sont moyenne $\pm$ écartype

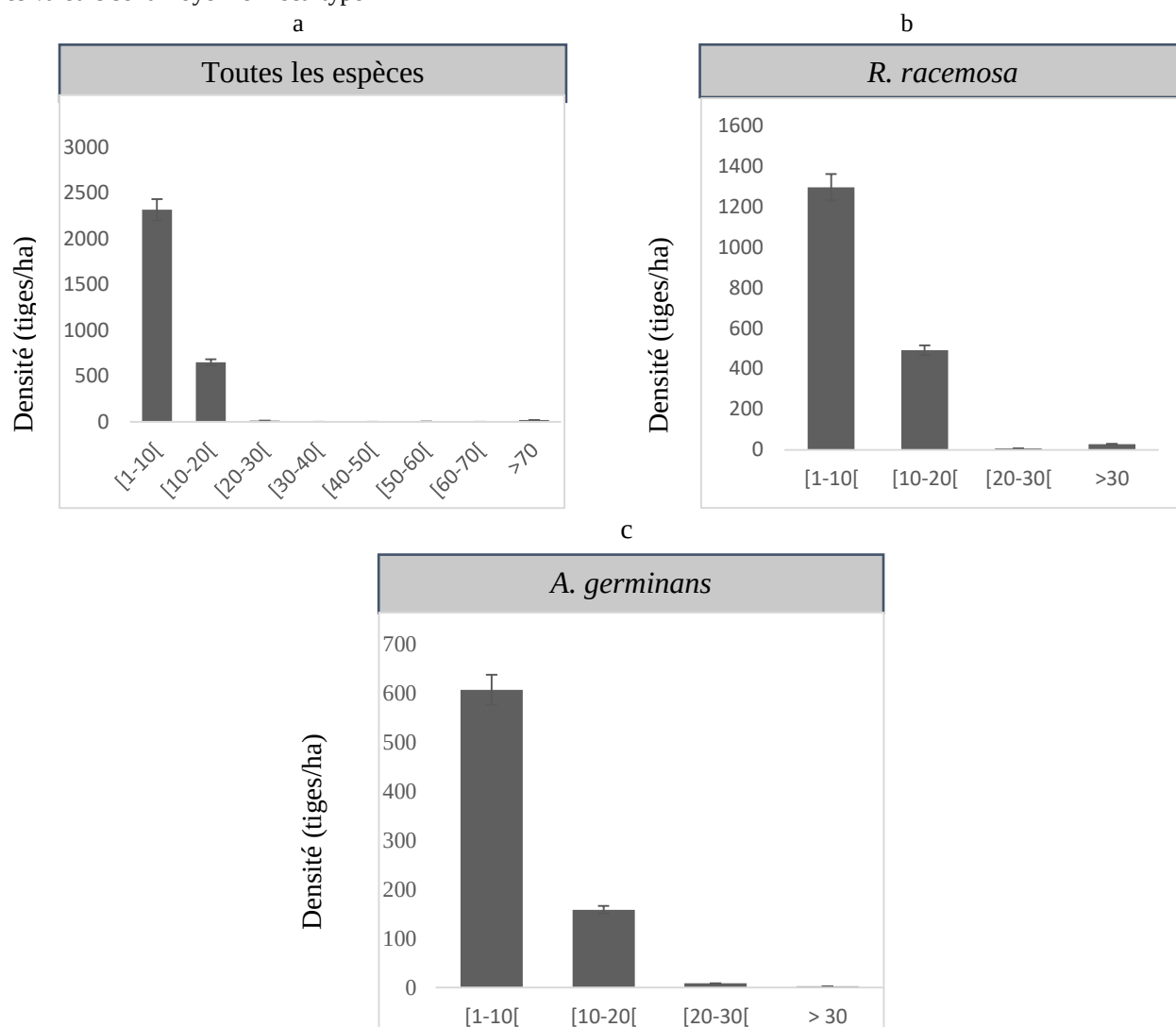


Figure 2 : Classes de distribution de diamètre

La densité moyenne de régénération (plantules + gaules) est de 1308 ± 46 tiges/ha pour toute la mangrove dont respectivement $965 \pm 38,83$ et $348 \pm 15,54$ pour les gaules et les plantules (Tableau 7). Les plus grandes densités de régénération ont été observées pour *R. racemosa* ($508 \pm 19,88$ tiges/ha) (Photo 4) et *A. germinans* ($425 \pm 28,51$) (Photo 3). La valeur de la densité de régénération est supérieure à 50% de la densité des arbres matures ($2387 \pm 23,75$ tiges/ha).

Tableau 7: Densité moyenne de régénération

Espèces	Densité de régénération (plantules + gaules)	Plantules	Gaules	Arbres
Toutes les espèces	1308 ± 46	$348 \pm 15,54$	$965 \pm 38,83$	$2387 \pm 23,75$
<i>A. germinans</i>	$425 \pm 28,51$	$88 \pm 5,36$	$337 \pm 26,60$	$516 \pm 17,14$
<i>R. racemosa</i>	$508 \pm 19,88$	$133 \pm 8,25$	$375 \pm 17,90$	$1602 \pm 25,33$
<i>D.ecastaphyllum</i>	$195 \pm 11,71$	$60 \pm 4,18$	$137 \pm 7,97$	$181 \pm 8,78$

Les valeurs sont moyenne $\pm$ écartype



Photo 3 : Régénération de *A. germinans* dans la mangrove



Photo 4 : Régénération de *R. racemosa* dans la mangrove

2.3. Stock de carbone dans la mangrove

La biomasse aérienne ligneuse, racinaire, la biomasse des herbacées ainsi que les quantités de carbone correspondantes sont présentées dans le [Tableau 8](#). En général, la teneur en carbone de la mangrove a considérablement varié en fonction des strates. Le stock de carbone estimé pour la forêt est de $5,91 \pm 0,32$ t/ha.

Tableau 8: Biomasse et stock de carbone dans la mangrove

Type de biomasse	Biomasse (t MS/ha)	Carbone (t/ha)
Arbres	$6,27 \pm 0,38$	$3,13 \pm 0,19$
Biomasse souterraine	$5,90 \pm 0,31$	$2,30 \pm 0,12$
Herbacées	$1,08 \pm 0,02$	$0,48 \pm 0,01$
Total	$13,25 \pm 0,71$	$5,91 \pm 0,32$

Les valeurs sont moyenne $\pm$ écartype

La biomasse aérienne des arbres vivants (B_{AG}), la biomasse racinaire (B_{BG}) et la biomasse des herbacées sont les composantes de la biomasse vivante. La plus grande portion du stock total de carbone est concentrée dans la biomasse aérienne des arbres vivants ($3,13 \pm 0,19$ t/ha), soit 53%, suivie de la biomasse racinaire (39%). La plus faible valeur est obtenue au niveau de la biomasse des herbacées (8%) (Figure 3).

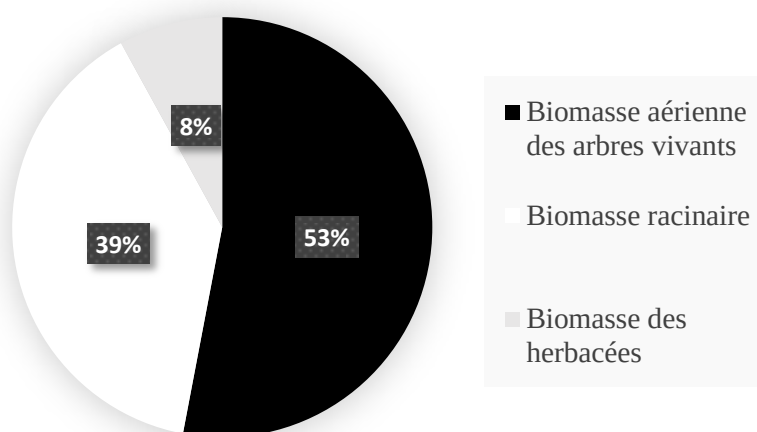


Figure 3 : Répartition du stock de carbone dans la biomasse vivante

3. Discussion

3.1. Diversité

La disposition de données actualisées sur l'état de conservation des écosystèmes forestiers constitue un préliminaire important pour une gestion durable. Dans cette étude, l'attention a été portée sur la composition floristique, la régénération naturelle et le stock de carbone de la mangrove de l'ACCB Togbin-Adoukô. Les résultats ont révélé que la richesse spécifique de la mangrove est évaluée à 65 espèces, soit 2,31% de la flore du Bénin estimée à 2807 espèces (Akoègninou *et al.*, 2006 ; Adomou, 2010). Les familles de plantes les plus diversifiées au niveau du site sont les Fabaceae (14 espèces), les Cyperaceae (9 espèces) et les Poaceae (5 espèces). La prédominance de ces familles s'explique par le fait qu'elles sont les familles les plus diversifiées de la flore locale (Akoègninou *et al.*, 2006). Les espèces écologiquement importantes sont *R. racemosa*, *A. germinans* et *D. ecastaphyllum*. Ce résultat corrobore le constat de Houessou *et al.* (2021) qui ont noté que *R. racemosa*, *A. germinans* et *D. ecastaphyllum* sont les espèces ligneuses caractéristiques de l'ACCB Togbin-Adoukô. En considérant les 65 espèces inventoriées, la richesse spécifique de la mangrove peut être qualifiée d'élevée conformément aux caractéristiques des écosystèmes humides de l'Afrique de l'Ouest (Paradis et Hounnon, 1997). Selon ces auteurs, la flore d'un écosystème humide peut être qualifiée « d'assez riche » si elle renferme entre 31 et 40 espèces. Cependant, cette richesse est à nuancer du point de vue ligneux, car seulement 10 des espèces inventoriées sont des ligneux. La valeur de l'indice de diversité de Shannon (1,57 bits) prouve une faible diversité des ligneux suivant l'échelle de mesure de diversité de Frontier et Pichod-Viale (1995). Parmi les espèces ligneuses, on note une abondance des espèces de palétuvier *R. racemosa* et *A. germinans*. Les genres *Rhizophora* et *Avicennia* sont reconnus comme les plus représentés dans les écosystèmes de mangroves de l'Afrique de l'Ouest (Fousseni *et al.*, 2017). En comparaison à d'autres résultats, la diversité obtenue pour cette étude est plus élevée que les 8 espèces recensées dans la mangrove en Tanzanie (Hamad *et al.*, 2014) ; les 8 inventoriées aux Philippines (Azyleah *et al.*, 2014) et les 7 obtenues en Inde (Bhatt *et al.*, 2009). Elle est également supérieure aux 7 ligneux dénombrés dans les mangroves du site Ramsar 1017 au Bénin (Zanvo *et al.*, 2021). Par contre, cette valeur est faible par rapport à celle d'autres écosystèmes humides au Bénin (Adomou *et al.*, 2009 ; Dossou *et al.*, 2012a ; 2012b), aux 26 espèces rapportées par Wah *et al.* (2011) dans la mangrove de Malaisie et les 21 espèces inventoriées par Saskia Hinrichs *et al.* (2008) en Indonésie. Ces éléments confirment la faible diversité des mangroves de l'Afrique de l'Ouest, comme précédemment

établi par la FAO (2007). Douh (2018) ayant rapporté que la présence d'une espèce dans une formation végétale est tributaire de sa capacité de tolérance et d'adaptation aux conditions stationnelles, le caractère sélectif des mangroves n'est pas à occulter. En effet, très peu d'espèces sont capables de s'adapter aux conditions plus ou moins anaérobiques du sol et au niveau élevé en sel de l'eau des écosystèmes de mangroves (FAO, 2007). *T. catappa* et *A. auriculiformis* sont deux espèces exogènes introduites au Bénin dans le cadre de la réhabilitation des forêts (Akoègninou *et al.*, 2006). La présence de ces espèces dans la mangrove est un élément indicatif de la pression anthropogénique sur les écosystèmes de mangrove. Ceci pourrait être aussi lié au patron de dissémination des graines (Zanvo *et al.*, 2021). En dépit d'une faible diversité ligneuse, les mangroves abritent des espèces menacées sur la liste rouge du Bénin (Neuenschwander *et al.*, 2011) et de l'UICN. Il urge donc de développer des stratégies efficaces pour une gestion durable de cet écosystème et ses espèces qui constituent une réserve génétique pour une conservation *in-situ* et *ex-situ* en perspective.

3.2. Structure, biovolume et régénération naturelle

La structure des populations d'espèces dans les mangroves renseigne sur le niveau d'anthropisation et de stabilité des mangroves (Zanvo *et al.*, 2021). Nos résultats ont montré que la mangrove est composée de 4 strates, une strate herbacée, une strate arbustive, une strate arborescente inférieure et une strate arborescente supérieure. Cela est conforme au nombre de strates généralement observé dans les zones humide au Benin (Adomou *et al.*, 2009). La strate herbacée de hauteur 0-4 m est dominée par endroit par *P. vaginatum*, *A. aureum*, *P. vermicularis* et *T. domingensis*. La prévalence de ces espèces dans la prairie marécageuse des mangroves avait été rapportée par Sinsin *et al.* (2018) au Bénin. Ce constat est également en concordance avec les résultats de Houessou *et al.* (2021) qui ont signalé que *T. domingensis*, *P. vaginatum*, *P. pentandrus* peuplent la prairie marécageuse de la mangrove de l'ACCB Togbin-Adoukô.

La densité globale de la mangrove est évaluée à $3014 \pm 36,96$ tiges/ha. Aussi, les espèces écologiquement dominantes sont représentées par 3 espèces (*D. ecastaphyllum*, *R. racemosa* et *A. germinans*) qui expriment à elles seules, plus de 92% de la densité totale des espèces ligneuses. La dominance des mangroves par ces espèces avait été déjà investiguée au Bénin (Ajonina *et al.*, 2014 ; Zanvo *et al.*, 2021) et au Togo (Fousseni *et al.*, 2017). La densité observée dans le cadre de cette étude est supérieure à celle rapportée par Zanvo *et al.* (2021) pour les zones de mangroves à forte pression anthropogénique ($884,20 \pm 19,10$ tiges/ha) et faible pression ($1229,10 \pm 25$ tiges/ha) au Bénin. La quasi inexistence de *B. aethiopum* dont la

densité moyenne $2 \pm 0,3$ tiges/ha dans la mangrove n'est pas surprenante car cette espèce possède une plus grande affinité pour les phytodistricts à tendance soudanienne (Salako *et al.*, 2016). La surface terrière est un indicateur de mesure du potentiel de résistance, de développement et de productivité des forêts vis-à-vis des facteurs de perturbation (Twilley, 1998). Autrement dit, elle peut servir d'outil d'appréciation du niveau de conservation des mangroves (Komiyama *et al.*, 2008). Ainsi, une forêt vierge avec des impacts minimes est caractérisée par une surface terrière $G > 25 \text{ m}^2/\text{ha}$, celle secondaire avec G autour de $15 \text{ m}^2/\text{ha}$ et une forêt perturbée par $G < 10 \text{ m}^2/\text{ha}$. De ces postulats, la mangrove de l'ACCB Togbin-Adoukô peut être catégorisée comme une forêt à impacts minimes au regard de sa surface terrière ($28,14 \text{ m}^2/\text{ha}$). Ce qui est certainement dû aux différents programmes et politiques de conservation des mangroves du site Ramsar 1017 (Padonou *et al.*, 2021) au Bénin.

Ceci est confirmé par le résultat obtenu concernant le biovolume ($181,41 \pm 8,91 \text{ m}^3/\text{ha}$) qui est moyen suivant l'échelle de Roger et Rabarison (2000). Selon ces auteurs, le biovolume est élevé si $V > 250 \text{ m}^3/\text{ha}$, moyen si $50 < V < 250 \text{ m}^3/\text{ha}$ et faible si $V < 50 \text{ m}^3/\text{ha}$. Plus loin, Awe Djongmo *et al.* (2019) ont rapporté qu'une valeur moyenne du biovolume est synonyme d'une réduction ou absence de pression anthropique.

En ce qui concerne la distribution des classes de diamètre, nos résultats ont montré une distribution en forme de « J renversé ». Ainsi, de cette structure, on note que la population ligneuse est majoritairement composée des individus de faible diamètre (1-30 cm) alors que la tendance contraire est notée pour les individus de diamètre plus élevé ($> 30 \text{ cm}$). La distribution des classes de diamètre de *R. racemosa* et *A. germinans* ont globalement présenté la même structure. Il est connu que cette structure est caractéristique des formations naturelles avec une prépondérance des individus de régénération ou de faible diamètre (Glèlè Kakaï *et al.*, 2009). La dynamique des ligneux de la mangrove traduit donc un bon état de conservation caractérisé par une abondance des individus de faible diamètre qui vont assurer le renouvellement et la pérennisation de la végétation. Une telle dynamique a été mise en exergue pour les mangroves et ses principales espèces caractéristiques (*R. racemosa* et *A. germinans*) avec un nombre plus important de sujets de diamètre appartenant à la classe [1- 30 cm] (Zanvo *et al.*, 2021). Cependant, selon Dossou *et al.* (2012a), la prépondérance des individus de faible diamètre ne saurait être interprétée comme le seul indice d'appréciation de l'état de conservation d'un écosystème humide. C'est justement à ce titre que Condit *et al.* (2000) soulignaient qu'il faut la distribution des classes de diamètre couplée à d'autres

paramètres tels que le taux de mortalité et de production de juvéniles pour prédire la dynamique des populations d'arbres.

La régénération naturelle des mangroves est généralement mesurée au moyen de la densité des plantules et des gaules (Ashton et Macintosh, 2002 ; George *et al.*, 2017). Les résultats montrent que la densité de la régénération naturelle (gaules + plantules) est de 1308 ± 46 tiges/ha dont *R. racemosa* et *A. germinans* sont les espèces les plus représentées avec une densité respective de $508 \pm 19,88$ tiges/ha et $425 \pm 28,51$ tiges/ha. La densité des arbres matures au regard de la régénération est évaluée à $2387 \pm 23,75$ tiges/ha. Deux critères définissent un bon potentiel de régénération : (i) : la densité des sujets de régénération (gaules et plantules) doit être supérieure à 50% de celle des arbres matures, (ii) : la densité des plantules doit être au moins de 2500 tiges/ha et plus (Srivastava et Bal, 1984 ; George *et al.*, 2017). Pour cette étude, la densité de régénération est supérieure à 50% de la densité des arbres matures. A l'opposé, la densité des plantules < 2500 tiges/ha. Bien que la densité des plantules soit moins de 2500 tiges/ha, la mangrove est caractérisée par un fort potentiel de recrutement de gaules. Plusieurs facteurs sont déterminants dans la régénération naturelle des formations végétales. Certains sont liés à l'ontogenèse dont le stade plantule constitue un goulot d'étranglement dans la régénération naturelle de nombreuses espèces (Hall, 2008). En effet, dans les forêts tropicales, il est démontré que la probabilité de germination et de croissance d'une graine jusqu'au stade adulte est souvent faible (Simpson *et al.*, 1985 ; Leck et Simpson, 1994). De plus, les formations établies sur les sols hydromorphes ont généralement un faible potentiel de régénération naturelle à cause du caractère sélectif du sol (Assédé *et al.*, 2015). En outre, la variation du niveau de l'eau durant les périodes de crue et de décrue fait que les conditions édaphiques ne sont pas toujours favorables à la germination et au développement des plantules de nombreuses espèces ligneuses. Outre les facteurs cités ci-dessus, d'autres faits pourraient expliquer le potentiel de régénération des mangroves. Hossain et Saha (2012) rappellent que les mangroves sont généralement caractérisées par un sol pauvre en éléments nutritifs et en oxygène. Par conséquent, les facteurs tels que les propriétés biologiques et physicochimiques du sol sont également déterminants dans le processus d'établissement du potentiel de régénération des mangroves.

3.3. Stock de carbone

La moyenne du stock de carbone obtenue pour cette étude a varié d'une strate à une autre. Le stock total moyen de carbone est de $5,91 \pm 0,32$ t/ha. La plus grande partie du carbone est concentrée dans la biomasse des arbres vivants (B_{AG}) avec $3,13 \pm 0,19$ t/ha, soit 53%, suivie

des racines (B_{BG}) ($2,30 \pm 0,12$), soit 39% et les herbacées $0,48 \pm 0,01$ t/ha (8%). La tendance dans le stock de carbone des herbacées obtenu pour la mangrove est typique des herbacées qui sont reconnues comme ayant une faible contribution au stock de carbone des mangroves (Ajonina *et al.*, 2014). Le même constat a été fait au niveau d'autres formations tropicales (Valentin, 2007 ; Saïdou *et al.*, 2012 ; Ouedraogo *et al.*, 2019). Les valeurs moyennes de stock total de carbone sont largement inférieures à celles obtenues par Kauffman et Donato (2012), qui ont rapporté un stock de carbone de 278 t/ha avec 83 t/ha pour la biomasse aérienne et 194,9 t/ha dans le sol des écosystèmes de mangroves en Bangladesh. Le stock de carbone dans la biomasse racinaire est aussi inférieur à l'intervalle 179,39-288,77 t/ha rapporté par Ajonina *et al.* (2014) pour les mangroves au Bénin, à l'intervalle 75,4-620 Mg C/ha obtenu par Stringer *et al.* (2015) pour les mangroves en Mozambique. Néanmoins, la valeur moyenne de stock de carbone dans la biomasse aérienne est située dans la fourchette de valeur 1,48-35,07 t/ha rapportée par Ajonina *et al.* (2014). Ce qui permet de confirmer que le stock de carbone varie d'un type forestier à un autre en fonction des conditions stationnelles (Saïdou *et al.*, 2012 ; Ngo *et al.*, 2013). La variabilité des résultats est en partie liée à la méthode de recherche. En effet, il est admis que les approches méthodologiques expliquent les différences du stock de carbone (Chave *et al.*, 2005 ; Komiyama *et al.*, 2008). Par exemple, Kirui *et al.* (2006) ont estimé le stock de carbone des espèces du genre *Rhizophora* à 226 Mg C/ha sur un site de mangrove au Kenya alors que Cohen *et al.* (2013) ont rapporté une valeur de 67 Mg C/ha pour le même milieu. Outre les facteurs cités ci-dessus, la différence du stock de carbone dépend également des facteurs résultant de la composition en espèces, l'âge des arbres, l'état de conservation, la structure ainsi que la densité des arbres (Saïdou *et al.*, 2012 ; Alongi, 2014 ; Stringer *et al.*, 2015). De plus, les composantes considérées pour la biomasse aérienne et racinaire déterminent aussi la valeur de stock total de carbone. Par exemple, Ajonina *et al.* (2014) et Stringer *et al.* (2015) ont considéré le bois mort, les racines du bois mort, les plantules et autres composantes pour l'estimation de la biomasse aérienne de la mangrove, ce qui n'a pas été pris en compte pour cette étude. Par ailleurs, il faut aussi noter que seuls les individus de dbh > 5 cm ont été considérés pour cette étude alors que les sujets de dbh ≥ 1 cm ainsi que les sujets de régénération (dbh < 1 cm) sont admis pour d'autres auteurs (Ajonina *et al.*, 2014). Le diamètre minimum de 5 cm utilisé dans cette étude s'explique par l'utilisation des équations allométriques de Komiyama *et al.* (2005). En effet, le diamètre minimum recommandé pour l'utilisation de ces équations est de 5 cm. Dans un cas comme dans l'autre, les résultats permettent de souligner que la mangrove de

l'ACCB Togbin-Adoukô possède un potentiel considérable de séquestration de carbone qui constitue un atout majeur dans la perspective de la lutte contre le changement climatique et l'augmentation de la concentration des gaz à effet de serre.

5. Conclusion

Dans cette étude, nous avons cherché à évaluer la diversité biologique, la structure, la régénération naturelle et mettre en relief le potentiel de stock de carbone de la mangrove de l'ACCB Togbin-Adoukô. Les résultats ont montré que la mangrove est caractérisée par une stabilité structurale, une faible diversité ligneuse ainsi qu'un fort potentiel de recrutement des gaules. Ainsi, une prise en compte des ligneux de cet écosystème s'avère nécessaire dans les campagnes annuelles de reboisement et d'enrichissement de l'Etat et autres structures. Des travaux poussés sur la sylviculture de ces espèces doivent également être pris en compte dans l'élaboration des plans d'aménagement afin de comprendre le patron de la multiplication des espèces. Puisque le potentiel de régénération naturelle des espèces dépend également des conditions environnementales, des études abordant les facteurs écologiques (climat, sol...) susceptibles d'influencer la régénération des espèces doivent être menées afin de comprendre les déterminants de la régénération naturelle des espèces de cet écosystème.

Ceci est nécessaire d'autant plus que *A. germinans* devient de plus en plus rare dans la mangrove. Sur 54 placettes échantillonnées, l'espèce n'est présente que dans 27, ce qui est par contre de 43 pour *R. racemosa*. Une attention particulière doit être portée sur *A. germinans* pour les projets de réhabilitation et de restauration des écosystèmes de mangroves au Bénin car l'intégrité de l'espèce et les sujets de régénération sont affectés par la pression anthropique et les facteurs environnementaux. La création des unités ou structures de stockage des semences de cette espèce permettrait également d'assurer sa pérennisation. La mangrove de l'ACCB Togbin-Adoukô est favorable pour la conservation de la biodiversité puisqu'elle abrite des espèces menacées de disparition sur la liste rouge de l'UICN au Bénin et à l'international. Par conséquent, des actions de renforcement de la conservation sont à promouvoir pour la sauvegarde *in-situ* et *ex-situ* en perspective de ces espèces. Aussi, puisque les espèces d'herbacée constituent un maillon essentiel dans la pharmacopée traditionnelle des habitants des zones de mangroves, elles doivent faire partie intégrante des actions de conservation. Les paramètres structuraux de la mangrove ont montré une réduction des pressions anthropiques sur les espèces ligneuses. Seules les zones de périphérie font objet de pression anthropique caractérisée par des maisons ou des champs par endroit. Dès lors, les

formes d'utilisation et d'acquisition des espaces de mangroves doivent être discutées en collaboration avec les habitants dans la définition d'une gestion rationnelle et participative. Une sensibilisation plus approfondie des habitants de la zone sur les résultats de cette étude est cruciale pour une meilleure conservation de la mangrove.

Enfin, la mangrove de l'ACCB Togbin-Adoukô se révèle être une réserve de carbone à valoriser dans la perspective de la réduction des émissions dues à la déforestation et la dégradation (REDD+). Les facteurs stationnels, les méthodes d'échantillonnage et les paramètres structuraux expliquent au mieux les stocks de carbone des biotopes. La moyenne du stock de carbone dans l'ACCB Togbin-Adoukô est de 5,91 t/ha. La grande partie de ce stock est concentrée dans la biomasse aérienne des arbres.

3. Références bibliographiques

- Adanguidi, J., Padonou, E. A., Zannou, A., Houngbo, S. B. E., Saliou, I. O., & Agbahoungba, S. (2020). Fuelwood consumption and supply strategies in mangrove forests – Insights from RAMSAR sites in Benin. *Forest Policy and Economics*, 116, 102192.
- Adjeran, R. W., Loubégnon, T. O., & Djego, G. J. (2020). Estimation de la biomasse aérienne et du carbone des arbres de *Lophira lanceolata* dans la forêt classée de l'Ouémé supérieur au Bénin. *Afrique SCIENCE*, 16(5), 17-31.
- Adomou, A. C., Mama, A., Missipkode, R., & Sinsin, B. (2009). Cartographie et caractérisation floristique de la forêt marécageuse de Lokoli (Bénin). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 3(3), 492-503.
- Adomou, A. C. (2010). Aperçu sur la flore du Bénin, In : Sinsin, B. & Kampman, D. (Eds). *Atlas de la biodiversité de l'Afrique de l'Ouest*. Tome 1. Biota, Cotonou et Frankfurt, Bénin et. Allemagne. pp 144-150.
- Ajonina, G., Ago, E. E., Amoussou, G., Mibog, E. D., Akambi, I. D., & Dossa, E. (2014). Carbon budget as a tool for assessing mangrove forests degradation in the Western, coastal wetlands complex (Ramsar Site 1017) of southern Benin, West Africa. In: Diop, S., Barusseau, J. P., & Descamps, C. (Eds). *The Land/Ocean Interactions in the Coastal Zone of West and Central Africa*. Springer International Publishing. pp 139-149.
- Akobundu, I., & Agyakwa, C. W. (1989). *Guide des adventices d'Afrique de l'Ouest*. IITA, Ibadan, Nigéria. 522p.
- Akoègninou, A., Van Der Burg, W. J., & Van Der Maesen, L. J. G. (2006). *Flore Analytique du Bénin*. Backhuys Publishers, Netherlands. 1033 p.
- Alongi, D. M. (2014). Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review of Marine Science*, 6, 195-219.
- Assédé, E. S. P., Azihou, F. K., Adomou, A. C., Oumorou, M., & Sinsin, B. (2015). Effet du relief sur la régénération des espèces ligneuses en zone soudanienne du Bénin. *Bois et Forêts des Tropiques*, 326(4), 17-24.

-
- Ashton, E. C., & Macintosh, D. J. (2002) Preliminary assessment of the plant diversity and community ecology of the Sematan mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *Forest Ecology and Management*, 166, 111-129.
- Awe Djongmo, V., Noiha Noumi, V., Zapfack, L., Vroh Roh Bitra, A., & Nyeck, B. (2019). *Journal of Botany Research*, 2(1), 71-80.
- Azyleah, A. C., Castillo, J. A. A., & Lee, Y. J. (2014) Assessment of species diversity, biomass and carbon sequestration potential of a natural mangrove stand in Samar, the Philippines. *Forest science and technology*, 10(1), 2-8.
- Barot, S., & Gignoux, J. (1999). Population structure and life cycle of *Borassus aethiopum*: Evidence of early senescence in a palm tree. *Biotropica*, 31(3), 439-448.
- (Abino et al., 2014)Benson, L., Glass, L., Jones, T. G., Ravaoarinorotsihoarana, L., & Rakotomahazo, C. (2017). Mangrove carbon stocks and ecosystem cover dynamics in Southwest Madagascar and the implications for local management. *Forests*, 8, 190.
- Bhatt, S., Shah, D. G., & Desai, N. (2009). The mangrove diversity of Purna Estuary, South Gujarat, India. *Tropical Ecology*, 50(2), 287-293.
- Biaou, S. H., & Sokpon, N. (2003). Aménagement des forêts denses sèches du Nord-Bénin : bases techniques pour une gestion durable. In : Sokpon, N., Sinsin, B., & Eyog-Matig, O. (Eds). *Aménagement intégré des forêts naturelles des zones tropicales sèches en Afrique de l'Ouest. Actes du IIème Séminaire International sur l'aménagement des forêts naturelles des zones tropicales sèches en Afrique de l'Ouest*. Parakou, Bénin FSA/UAC. pp 140-158.
- Brashears, M. B., Fajvan, M. A., & Schuler, T. M. (2004) An assessment of canopy stratification and tree species diversity following clearcutting in Appalachian Hardwoods.
- Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M. A., Chambers, J. Q., Eamus, D., Fölster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J. P., Nelson, B. W., Ogawa, H., Puig, H., Riera, B., & Yamakura, T. (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*, 145, 87-99.
- Cintron, G., & Schaeffer-Novelli, S. Y. (1984). Methods for studying mangrove structure. In: Snedaker, S. C., & Snedaker, J. G. (Eds). *The mangrove ecosystem: research methods*. United National Educational, Scientific and cultural organization, Paris.
- Cohen, R., Kaino, J., Okello, J.A., Bosire, J.O., Kairo, J.G., Huxam, M., & Mencuccini, M. (2013). Propagating uncertainty to estimates of above-ground biomass for Kenyan mangroves: a scaling procedure from tree to landscape level. *Forest Ecology and Management*, 310, 968-982.
- Condit, R., Ashton, P. S., Baker, P., Bunyavejchewin, S., Gunatilleke, S., Gunatilleke, N., Hubbell, S. P., Foster, R. B., Itoh, A., Lafrankie, J. V., Lee, H. S., Losos, E., Manokaran, N., Sukumar, R., & Yamakura, T. (2000). Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science*, 288, 1414-1418.
- Daget, P., & Poissonet, J. (1971). Une méthode d'analyse phytologique des prairies : Critères d'application. *Annales Agronomiques*, 22, 5-41.
- Dawkins, H. C. (1961). Estimating total volume of some caribbean trees. *Caribbean*, 22(3-4), 62-63.
- Direction de la météorologie du Bénin (2019). Données météorologiques de la station synoptique de Cotonou (Aéroport) de 1990 à 2019, Cotonou, Bénin.

-
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5), 293-297.
- Dossou, M. E., Loughbégnon, O. T., Houessou, G. L., Teké, S. O., Tente, A. H., & Brice, S. (2012a). Caractérisation phytoécologique et structurale des groupements végétaux de la forêt marécageuse d'Agonvè et de ses milieux connexes au Sud-Bénin. *Journal of Applied Biosciences*, 53, 3821-3830.
- Dossou, M. E., Houessou, G. L., Loughbégnon, O. T., Tente, A. H., & Codjia, J. T. C. (2012b). Etude ethnobotanique des ressources forestières ligneuses de la forêt marécageuse d'Agonvè et terroirs connexes au Bénin. *Tropicultura*, 30(1), 41-48.
- Dossou-Yovo, H., Vodouhè, F. G., & Sinsin, B. (2017). Ethnobotanical survey of mangrove plant species used as medicine from Ouidah to Grand-Popo districts, Southern Benin. *American Journal of Ethnomedicine*, 4(1), 1-8.
- Douh, C. (2018). *Rôle de la banque de graines du sol dans la régénération des forêts denses humides d'Afrique centrale*. Thèse de doctorat, Université de Liège, Belgique. 140p + annexes.
- FAO (2007). The world's mangroves 1980–2005. Forestry Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. FAO Forestry Paper 153.
- Feka, N. Z., & Morrison, I. (2017). Managing mangroves for coastal ecosystems change: A decade and beyond of conservation experiences and lessons for and from west-central Africa. *Journal of Ecology and The Natural Environment*, 9(6), 99-123.
- Ferreira, A. C., Ganade, G., & de Attayde, J. L. (2015). Restoration versus natural regeneration in a neotropical mangrove: Effects on plant biomass and crab communities. *Ocean & Coastal Management*, 110, 38-45.
- Fonton, N. H., Atindogbe, G., Fandohan, B., Lejeune, P., & Ligot, G. (2012). Structure spatiale des arbres des savanes boisées et forêts claires soudaniennes : implication pour les enrichissements forestiers. *Biotechnologie Agronomie Société et Environnement*, 16(4), 429-440.
- Fousseni, F., Andrianamenoso, R., Kperkouma, W., Agbelessessi, W., Madjouma, K., Hodabalo, P., Aniko, P. A., Komlan, B., & Koffi, A. (2017). Ecologie et dynamique spatio-temporelle des mangroves au Togo. *Vertigo*, 17(3), 18791.
- Frontier, S., & Pichod-Viale, D. (1995). *Ecosystèmes : structures, fonctionnement évolution*. Masson, Paris. 477 p.
- George, G., Krishnan, P., Mini, K. G., Salim, S. S., Ragavan, P., Tenjing, S. Y., Muruganandam, R., Dubey, S. K., Gopalakrishnan, A., Purvaja, R., & Ramesh, R. (2017). Structure and regeneration status of mangrove patches along the estuarine and coastal stretches of Kerala, India. *Journal of forestry Research* 30(2), 507-518.
- GIEC (2003). *Recommandations du GIEC en matière de bonnes pratiques pour le secteur de l'utilisation des terres, changements d'affectation des terres et foresterie*. IGES, Kanagawa, Japon. 25p.
- Giri, C., Long, J., Abbas, S., Murali, R. M., Qamer, F. M., Pengra, B., & Thau, D. (2015). Distribution and dynamics of mangrove forests of South Asia. *Journal of Environmental Management*, 148, 101-111.

-
- Glèlè Kakai, Assogbadjo, A. E., Sinsin, B., & Pelz, D. (2009). Structure spatiale et régénération naturelle de *Pterocarpus erinaceus* en zone soudanienne au Bénin. *Revue Ivoirienne des Sciences et Technologie*, 13, 199-212.
- Hall, J. S. (2008). Seed and seedling survival of African mahogany (*Entandrophragma* spp.) in the Central African Republic: Implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 255, 292-299.
- Hamad, H. D., Mchenga, I. S. S., & Hamisi, M. I. (2014). Status of exploitation and regeneration of mangrove forests in Pemba Island, Tanzania. *Global Journal of Bio-Science and Biotechnology*, 3(1), 12-18.
- Hossain, M., Aziz, C., & Saha, M. (2012). Relationships between soil physico-chemical properties and total viable bacterial counts in Sunderban mangrove forests, Bangladesh. *Dhaka University Journal of Biological Sciences*, 21(2), 169-175.
- Houessou, G. L., Chaffra, A. S., Badoussi, T. O. S. G., Akplo, T. M., Gogan, S. Y. C., Agon, V. J., Adeb, Y., & Loughégnon, O. T. (2021). Plan d'aménagement et de gestion simplifié de la forêt de mangrove de l'Aire Communautaire de Conservation de la Biodiversité (ACCB) Togbin-Adoukô (2021-2025). WACA RESIP – BENIN & Banque Mondiale, Bénin.
- Kauffman, J. B., & Donato, D. C. (2012) Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests. Working Paper 86. CIFOR, Bongor, Indonesia.
- Kiki, Y. D. L., Mouzoun, S., Loughégnon, O. T., & Vissin, W. E. (2020). Valorisation des potentialités biologiques pour la promotion d'un écotourisme durable dans la zone côtière du site Ramsar 1017 au Sud-Ouest Bénin : cas des espèces aviaires et tortues marines. *International Journal of Sciences and High Technologies*, 19(1), 66-77.
- Kirui, B.K., 2006. Allometric Relations for Estimating Aboveground Biomass of Naturally Growing Mangroves, *Avicennia marina* Forsk (Vierh). and *Rhizophora mucronata* Lam. along the Kenya Coast. Egerton University.
- Komiyama, A., Pongpan, S., & Kato, S. (2005). Common allometric equations for estimating the tree weight of mangroves. *Journal of Tropical*, 21, 471-477.
- Komiyama, A., Ong, J. E., & Pongpan, S. (2008). Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany*, 89, 128-137.
- Kono, L. D., Essono, D. M., Ambombo, M. E., Mbarga Bindzi, M. A., & Biye, E. H. (2020). Influence des facteurs biotopiques sur les stocks de carbone des marécages à herbacées de la ville de Yaoundé (Cameroun) et ses environs. *Afrique SCIENCE*, 16(6), 1-13.
- Leck, M. A., & Simpson, R. L. (1994). Tidal freshwater wetland zonation: seed and seedling dynamics. *Aquatic Botany*, 47, 61-75.
- Lewis, S. L., Sonke, B., Sunderland, T., Begne, S. K., Lopez-Gonzalez, G., van der Heijden, G. M. F., Phillips, O. L., et al. (2013). Above-ground biomass and structure of 260 African tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368 (1625), 0295.
- Mandal, G., & Joshi, S. P. (2014). Analysis of vegetation dynamics and phytodiversity from three dry deciduous forest of Don Valley, Western Himalaya, India, *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, 7(3), 292-304.

-
- Mcghee, W., Saigle, W., Padonou, E. A., & Lykke, A.M. (2016). Méthodes de calcul de la biomasse et du carbone des arbres en Afrique de l'Ouest. *Annales des Sciences Agronomiques*, 20, 79-98.
- Mchenga, I. S. S., & Ali, A. I. (2014). Natural regeneration of mangroves in a degraded and non-degraded tropical forest of zanzibar Island. *Journal of Global Biosciences*, 3(1), 334-344.
- Neuenschwander, P., Sinsin, B., & Goergen, G. (Eds) (2011). *Protection de la nature en Afrique de l'ouest : une liste rouge pour le Bénin. Nature and conservation in West Africa: Red list of Benin*. International Institute of Tropical Agriculture, Ibadan, Nigeria. pp 21-46.
- Newbery, D. M., Chuyong, G. B., Zimmermann, L., & Praz, C. (2006). Seedling survival and growth of three ectomycorrhizal caesalpiniaceous tree species in a Central African rain forest. *Journal of Tropical Ecology*, 22, 499-511.
- Ngo, K. M., Turner, B. L., Muller-Landau, H. L., Davies, S. J., Larjavaara, M., Hassan, N. F. N. & Lumd, S. (2013). Carbon stocks in primary and secondary tropical forests in Singapore. *Forest Ecology and Management*, 296, 81-89.
- Orekan, V., Plagbeto, H., Edea, E., & Sossou, M. (2019). Évolution actuelle des écosystèmes de mangrove dans le littoral béninois. Conférence OSFACO : Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique, Mars 2019, Cotonou, Bénin. hal-02189536.
- Ouedraogo, W. S., Gomgnimbou, A. P. K., Santi, S., Ilboudo, D., & Toguyeni, A. (2019). Quantification de la biomasse et stockage du carbone du massif forestier de l'Ecole Nationale des Eaux et Forêts de Dindéresso province du Houet au Burkina Faso. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 13(7), 3276-3288.
- Oumorou, M., Aboh, B. A., Babatounde, S., Houinato, M., & Sinsin, B. (2010). Valeur pastorale, productivité et connaissances endogènes de l'effet de l'invasion, par *Hyptis suaveolens* L. Poit., des pâturages naturels en zone soudano-guinéenne (Bénin). *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 4(4), 1262-1277.
- Padonou, E. A., Gbaï, N. I., Kolawolé, M. A., Idohou, R. & Toyi, M. (2021). How far are mangrove ecosystems in Benin (West Africa) conserved by the Ramsar Convention? *Land Use Policy*, 108, 105583.
- Paradis, G., & Houngron, P. (1977). La végétation de l'aire classée de la Lama dans la mosaïque de forêt- savane du Sud-Bénin (ex Sud-Dahomey). *Bull. Mus. natn. Hist.nat. Botanique*, 34, 1, 68-198.
- Pramova, E., Locatelli, B., Djoudi, H., & Somorin, O. A. (2012). Forests and trees for social adaptation to climate variability and change. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 3(6), 581-596.
- Pielou, E. C. (1966) The measurements of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13,131-144.
- Reitsma, J. M. (1988). *Forest Vegetation in Gabon*. Tropenbos Technical series 1. Tropenbos Foundation: The Netherlands. 142 p.
- Roger, E. & Rabarison, H. (2000). Contexte biologique de la conservation des forêts à Madagascar. Etude sur la politique de conservation des ressources forestières à Madagascar, 53p [in french].
- Romanach, S. S., De Angelis, D. L., Koh, H. L., Teh, S. Y., Barizan, R. S., & Zhai, L. (2018). Conservation and restoration of mangroves: global status, perspectives, and prognosis. *Ocean Coastal Management*, 154, 72-82.

-
- Saïdou, A., Dossa, A. F. E., Gnanglè, P. C., Balogoun, I., & Aho, N. (2012). Evaluation du stock de carbone dans les systèmes agroforestiers à karité (*Vitellaria paradoxa* C.F. Gaertn.) et à néré (*Parkia biglobosa* Jacq. G. Don) en zone Soudanienne du Bénin. *Bulletin de la Recherche Agronomique du Bénin, Numéro spécial Agriculture & Forêt*, 1-9.
- Salako, K.V., Azihou, A.F., Assogbadjo, A. E., Houéhanou, D. T., Kassa, B., & Glèlè Kakaï, R. L. (2016). Elephant-induced damage drives spatial isolation of the dioecious palm *Borassus aethiopum* (Arecaceae) in the Pendjari National Park, Benin. *African Journal of Ecology*, 54, 9-19.
- Saskia Hinrichs, S., Nordhaus, I., & Geist, S. J. (2008). Status, diversity and distribution patterns of mangrove vegetation in the Segara Anakan lagoon, Java, Indonesia. *Regional Environmental Change*, 9, 275-289.
- Shah, K., Hena, A., Kamal, M., Rosli, Z., Hakeem, K. R., & Hoque, M. M. (2016). Composition and diversity of plants in Sibuti mangrove forest, Sarawak, Malaysia. *Forest Science and Technology*, 12(2), 70-76.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communications. *Bell System Technical Journal*, 27, 623-656.
- Simpson, R. L., Leck, M. A., & Parker, V. T. (1985). The comparative ecology of *Impatiens capensis* in central New Jersey. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 112, 295-311.
- Sinsin, B., Assogbadjo, A.E., Tente, B., Yo, T., Adanguidi, J., Loughbégnon, T., Ahouansou, S., Sogbohossou, E., Padonou, E., & Agbani, P. (2018). Inventaire floristique et faunique des écosystèmes de mangroves et des zones humides côtières du Bénin. FAO & Laboratoire d'Ecologie Appliqué, Bénin.
- Sokpon, N. (1995). *Recherches écologiques sur la forêt dense semi-décidue de Pobè au Sud-Est du Bénin : groupements végétaux, structure, régénération naturelle et chute de litière*. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles. 365p.
- Srivastava, P. B.L., & Bal, H.S. (1984) Composition and distribution pattern of natural regeneration after second thinning in Matang mangrove reserve, Perak Malaysia. In: Soepadimo, E., Rao, A. N., & Macintosh, D. J. (Eds). *Proceedings of the asian symposium on mangrove environment: research managements*, Kuala Lumpur, pp 761-784.
- Stringer, C. E., Trettin, C. C., Zarnoch, S. J., & Tang, W. (2015). Carbon stocks of mangroves within the Zambezi River Delta, Mozambique. *Forest Ecology and Management*, 354, 139-148.
- Teka, O., Houessou, L. G., Djossa, B. A., Bachmann, Y., Oumorou, M., & Sinsin, B. (2019). Mangroves in Benin, West Africa: threats, uses and conservation opportunities. *Environment, Development and Sustainability*, 21(3), 1153-1169.
- Tossou, M. G., Akoègninou, A., Ballouche, A., Sowunmi, M. A., & Akpagana, K. (2008). The history of the mangrove vegetation in Bénin during the Holocene: A palynological study. *Journal of African Earth Sciences*, 52, 167-174.
- Twilley, R. R. (1998). Mangrove wetlands. In: Messina, M. & Connor, W. (Eds). *Southern forested wetlands: ecology and management*. CRC Press, Boca Raton. pp 445-473
- Utami, S., Anggoro, S., & Soeprbowati, T. R. (2017). The diversity and regeneration of mangrove on Panjang Island Jepara central Java. *International journal of conservation science*, 8(2), 289-294..

Wah, L. M., Mojiol, A. R., & Saleh, E. (2011). Diversity of mangroves ecosystem in Semporna mangrove forest. *Borneo Science*, 28, 8-17.

Zanvo, M. S., Valère, K. S., Gnanglè, C., Mensah S., Assogbadjo, A. E., & Glèlè Kakaï, R. (2021). Impacts of harvesting intensity on tree taxonomic diversity, structural diversity, population structure, and stability in a West African mangrove forest. *Wetlands ecology and management*, 29(3), 433-450.