



METHODOLOGIE DE SEQUESTRATION ET DE QUANTIFICATION DU CARBONE EN MANGROVE

Rapport Final d'Etude



Canary Current Large Marine
Ecosystem Project (CCLME)

Version juillet 2014

Avec le concours technique de



Table des matières	- 1 -
Résumé.....	- 2 -
Introduction	- 3 -
I. Caractérisation du milieu biophysique.....	- 4 -
1.1. Localisation de la zone.....	- 4 -
1.2. Géologie et géomorphologie de la zone d'étude	- 5 -
1.3. Pédologie de la zone d'étude	- 6 -
1.4. Climat et hydrologie du delta du Saloum	- 7 -
1.5. Flore des écosystèmes de mangrove.....	- 10 -
II. Matériel et méthode	- 11 -
2.1. Matériel.....	- 11 -
2.2. Méthode.....	- 12 -
2.2.1. Choix du site	- 12 -
III. Résultats et discussions.....	- 15 -
3.1. Site de Djirnda	- 15 -
3.1.1. La Structure et densité relative des peuplements des espèces <i>Avicennia africana</i> et <i>Rhizophora spp</i> dans le site de Djirnda	- 15 -
3.1.2. Stocks de carbone dans la mangrove de Djirnda	- 16 -
3.2. Site de Joal	- 17 -
3.2.1. La structure et densités relatives des peuplements des espèces <i>Avicennia africana</i> et <i>Rhizophora spp</i> dans le site de Joal	- 17 -
3.2.2. Stocks carbone de <i>Rhizophora spp</i> et d' <i>Avicennia africana</i> à Joal.....	- 18 -
3.1. Analyses Statistiques	- 20 -
3.3. Test de conformité des modèles	- 20 -
3.3.1. Test de Robustesse des modèles allométriques	- 20 -
3.3.2. Test des effets site, espèces et interaction site et espèces	- 21 -
3.3.3. Test de l'espèce à fort potentiel de séquestration de carbone	- 22 -
3.3.4. Test du site à fort potentiel de séquestration de carbone.....	- 22 -
3.3.5. Tests statistiques.....	- 23 -
3.4. Structure et la Densité des peuplements.....	- 24 -
3.4. Séquestration du carbone	- 24 -
CHAPITRE 5: DISCUSSION GENERALE.....	- 22 -
IV. Synthèse des travaux de Ralph Mercier.....	- 26 -
<i>METHODOLOGIE</i>	- 26 -
1. Méthodologie de recherche.....	- 26 -
2. LES RESULTATS DU SITE DE DJIRNDA	- 30 -
2.1. Etat des plantations :.....	- 30 -
2.2. Les régressions allométriques :	- 33 -
2.3. Biomasses et Stocks de Carbone :.....	- 43 -
2.4. Dynamique du carbone des plantations :	- 45 -
3. LES RESULTATS DU SITE DE SANGHAKO	- 45 -
3.1. Etat des plantations :.....	- 45 -
3.2. Les régressions allométriques :	- 47 -
3.3. Stocks de carbone :	- 50 -
3.4. Dynamique du carbone des plantations :	- 51 -
4. DISCUSSIONS	- 51 -
4.1. Discussion sur l'état des plantations :.....	- 52 -
4.2. Discussion sur la séquestration de carbone et les régressions allométriques :	- 52 -
4.3. Discussion sur la dynamique du carbone des plantations et les perspectives de reboisement :	- 53 -
Bibliographie	- 55 -

Résumé

Le réchauffement climatique corollaire de l'augmentation des gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère est la principale cause de la hausse des températures de notre planète. Le présent travail a pour objectif de contribuer à l'évaluation de potentiel de séquestration du carbone des mangroves dans le delta du Laloum au Sénégal notamment les communes de Djirnda et de Joal- Fadiouth. Il soulève au travers de la quantification des stocks de carbone, la problématique de la gestion de l'écosystème mangrove qui fait face à une dégradation due à la pression anthropique sur ses ressources ainsi qu'à la péjoration climatique à laquelle elle est exposée.

L'analyse des paramètres dendrométriques des espèces de mangrove récoltées dans chaque site est basée sur la méthode indirecte d'estimation de la biomasse aérienne (des stocks de carbone) par l'utilisation des modèles allométriques. De nos espèces inventoriées, *Rhizophora* spp (*R. mangle* et *R. racemosa*) occupe la grande proportion à savoir 91,19 % à Djirnda contre 81,74% à Joal-Fadiouth contrairement à *Avicennia africana* moins prépondérant 8,81% et 18,72% respectivement à Djirnda et à Joal- Fadiouth. Les diamètres inférieurs à 5 cm enregistrent des densités fortes contrairement aux individus de diamètres supérieurs à 30 cm. 1197 individus/ha pour *Avicennia africana* à Joal-Fadiouth et 409 individus/ha à Djirnda. 6095 individus/ha de *Rhizophora* spp et Joal contre 6316 individus/ha à Djirnda ont été identifiés.

Avicennia africana à Joal Séquestre 18,386 TCO₂/ha a alors que à Djirnda 14,88 TCO₂/ha sont séquestrées. A Joal 31,446 TCO₂/ha sont séquestrées par *Rhizophora* contre 34,669 TCO₂/ha à Djirnda. Le site de Djirnda avec une moyenne de 141,151 Kg CO₂ séquestre le plus de carbone par rapport à celui de Joal (114,032 Kg CO₂ de moyenne).

Les tests statistiques montrent la robustesse du modèle de Chave (2005) avec des différences entre les écarts-types et les intervalles de confiance plus petits par rapport à celui de komiyama (2008) de 12,06 ; 8,34 ; 6,76.

En somme, Au-delà des efforts liés au reboisement, l'aspect paiement des services écosytémiques doit être pris en compte au travers de la valorisation des quantités de carbone séquestrées sur le marché carbone.

INTRODUCTION

Le projet portant ratification de la charte mangrove et du plan d'actions est une initiative conjointe du *Canary Current Large Marine Ecosystem* (CCLME) en partenariat avec le PNUE. Le projet est mis en œuvre par Wetlands International Afrique et UICN Sénégal dans quatre pays de l'espace du Programme Régional de Conservation de la Zone Marine et Côtière (PRCM) : Mauritanie, Sénégal, Gambie, Guinée Bissau et Guinée.

Ce projet fait partie de la composante "Biodiversité, Habitat et Qualité de l'eau" du CCLME qui vise à traiter des lacunes en matière de connaissance sur les habitats critiques, la biodiversité et les problèmes de qualité de l'eau. Il s'agit également de renforcer les capacités en matière d'élaboration de politiques et de planification sur ces sujets. Il comporte aussi des actions de démonstration pour formuler des mesures de gestion permettant de traiter les problèmes transfrontalières prioritaires sur la biodiversité, l'habitat et la qualité de l'eau.

Concernant le projet de démonstration N°5, il met l'accent sur la réhabilitation de la mangrove et les instruments politiques de ratification pour une gestion durable de l'écosystème. Les mangroves sont des écosystèmes extrêmement importants en termes de productivité naturelle et de biodiversité. Le rôle des mangroves n'est pas seulement écologique, il est également très important d'un point de vue socio-économique, car de nombreuses personnes en dépendent pour leurs moyens d'existence. Les mangroves sont menacées dans le monde entier et d'après la FAO (2003), 25 % de la surface des mangroves a été perdue depuis 1980.

La pression anthropogénique accentuée par la pauvreté est le facteur principal de la diminution des mangroves. La construction de barrages, la conversion des mangroves en agriculture et leur élimination pour en faire du combustible, extraire du sel ou créer des exploitations de poissons et de crevettes, sont parmi les causes les plus importantes de la disparition des mangroves dans les zones tropicales.

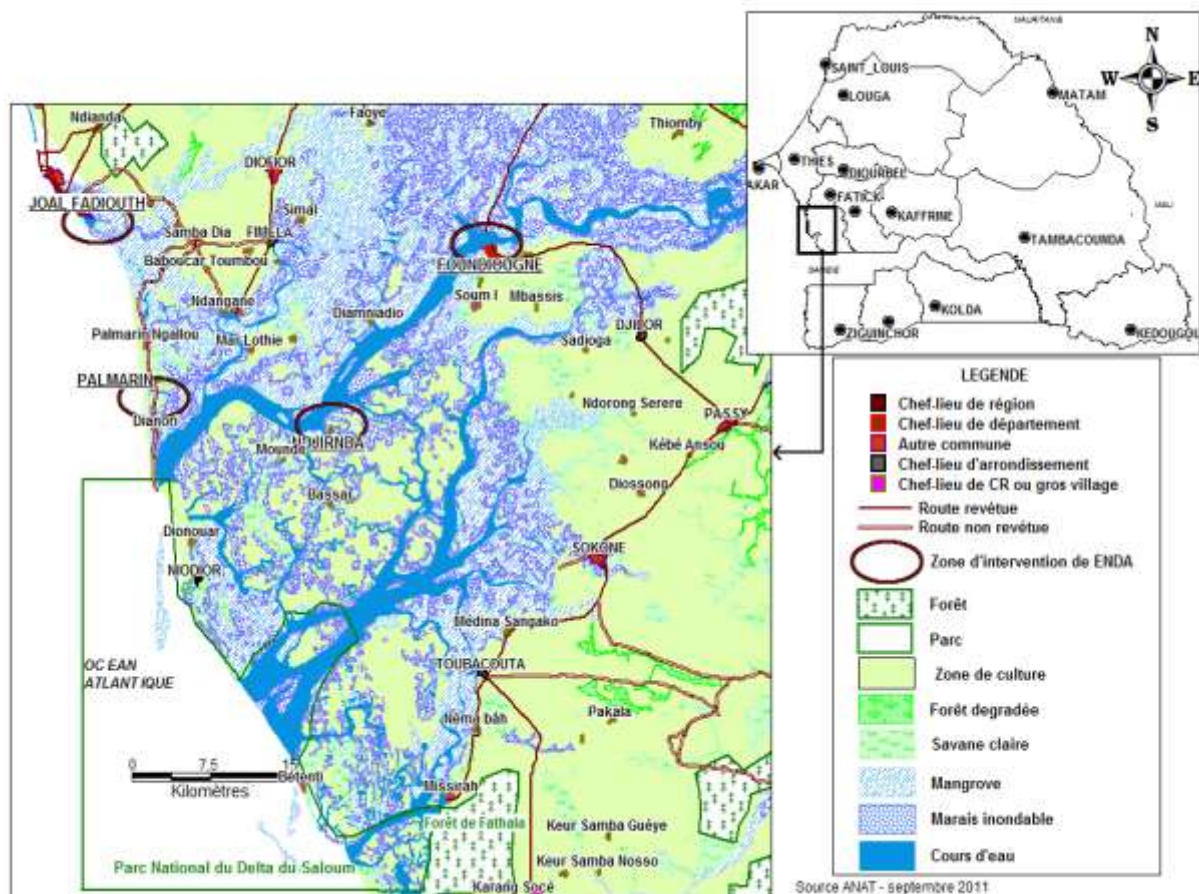
OBJECTIF DE L'ÉTUDE

Le présent travail est un recueil des contributions faites dans le domaine de la quantification du carbone. Il s'agit dans un premier temps d'analyser les méthodologies utilisées et ensuite d'évaluer le potentiel de séquestration du carbone des mangroves du delta du Saloum. Il soulève au travers de la quantification des stocks de carbone, la problématique de la finalité des reboisements massifs de mangroves effectués à l'échelle de la région ouest africaine.

I. CARACTÉRISATION DU MILIEU BIOPHYSIQUE

1.1. Localisation de la zone

Le delta du saloum est une unité écologique du Sénégal à cheval entre les régions administratives de Kaolack, de Fatick et de Thiès. Sanctuaire de la biodiversité, il abrite plusieurs aires protégées aux statuts internationaux mondialement reconnus. La plus étendue est la Réserve de Biosphère du Delta du Saloum comprise entre les latitudes 13°35' et 14°15'N et les longitudes 16°03' et 16°50'W. Zone de contact entre la mer et la terre, la RBDS recouvre à la fois les caractéristiques d'une zone humide estuarine, marine et lacustre située au centre ouest du Sénégal. Les formations de mangroves y couvrent une superficie d'environ 60 000 ha sur les 234 000 hectares de la RBDS.



L'écosystème du Delta du Fleuve Saloum abrite un potentiel trophique énorme caractérisé par la présence de multiples bolongs. Au-delà de ses fonctions écologiques, il constitue pour la population une source de revenu et de sécurité alimentaire, à côté du rôle primordiale qu'il joue pour la satisfaction des besoins énergétiques, culturels et touristiques. Plusieurs activités y sont menées quotidiennement à la recherche de revenu et de moyen de subsistance. Il s'agit de l'agriculture, la pêche, le tourisme, l'apiculture, la cueillette de mollusques marins (huitre, arche, cymbium, etc.), la transformation des produits

halieutiques, etc. Ces deux dernières activités sont exercées principalement par les groupements féminins. Les femmes représentent plus 95% des acteurs de la filière de transformation et de cueillette.

Toutefois, l'écosystème estuarien du Delta du Fleuve Saloum est un milieu naturel fragile et fortement dégradé par la forte pression des activités économiques sur les ressources faunique et floristique. L'écosystème est confronté aux multiples pressions telles que la transformation du poisson fumé et séché, la cuisson domestique, la boulangerie traditionnelle, l'exploitation du sable marin, les pratiques non durables dans l'agriculture, la pêche, l'ostréiculture, etc.

En effet, ces activités entraînent des prélèvements massifs de bois énergie sur les écosystèmes forestiers et renforcent les phénomènes d'érosion côtière et des effets pervers des changements climatiques qui placent les populations dans une trajectoire de pauvreté endémique. Cette situation a, par ailleurs, entraîné une baisse de revenu des populations (notamment des pêcheurs et des femmes formatrices), l'exode rural, la perte de biodiversité, le rétrécissement des écosystèmes et la réduction de leurs fonctions écosystémiques.

Cet écosystème qui constitue la base de revenu et de sécurité alimentaire pour les populations riveraines, nécessite un mode d'exploitation plus judicieux et durable qui s'inscrit dans un sentier de changement social et de développement de pratiques durables.

1.2. Géologie et géomorphologie de la zone d'étude

Le domaine littoral côtier appartient au bassin sédimentaire Sénégal-Mauritanien. C'est un domaine de plaines composées de roches sédimentaires, d'alluvions et parfois d'une croûte latérisée. Le matériel est issu de plusieurs âges géologiques, il s'agit des argiles et marnes de l'éocène inférieur, des calcaires pliocènes, des sables Maestrichtiens, des dépôts quaternaires et des dunes de l'ogolien entre autres.

Sur le littoral, le matériel est constitué de grès maestrichtien et de calcaire paléocène. Au sud, c'est le domaine des plages sableuses interrompues par endroits par des affleurements rocheux. Le substratum est constitué de calcaires marins d'âge paléocène que l'on pourrait qualifier de bio-calci-lutite, en raison de la présence de malaco-faune et d'argiles mélangées aux carbonates de calcium. La plaine alluviale est formée de sols profonds hydromorphes.

Du côté terre, par la topographie, le paysage est moyennement recouvert par les vertisols lithomorphes à surfaces massives, auxquels il faut rattacher les sols deck de bas-fonds qui sont affectés par une reprise de l'érosion éolienne. Ces sols de cuvette reposent essentiellement sur des formations d'argiles sableuses ou marno - calcaires

Beaucoup d'auteurs attestent que les estuaires et lagunes du Sénégal ont pris la forme actuelle durant le quaternaire (P. Michel, 1973 ;). C'est à la transgression Nouakchottienne, d'âge holocène et dont le maximum se situe à 5 500 BP, que beaucoup d'auteurs attribuent le comblement alluvial de toutes les vallées du littoral ouest africain (Michel P., 1975 ; Kalck, 1978 ; Tastet, 1975 ; Anthony, 1982 ; Oyédé, 1983 ; Marius et Lucas, 1977). Les étapes de

l'évolution géomorphologique de ces golfes depuis 5500 BP, ont été schématisées par ces différents auteurs.

Deux oscillations marines peuvent être distinguées au sein du quaternaire récent. A partir de 18000 BP, le grand erg continental des dunes rouges ogoliennes, est envahi par la mer dite nouakchottienne, qui atteint son maximum (+5m) vers 5000 ans BP. Un important cordon de sable fin s'installe ensuite le long du littoral. Puis un nouveau retour transgressif érode la terrasse nouakchottienne et franchit localement le cordon dunaire. Ultérieurement, le niveau marin semble osciller autour de sa position actuelle (BRGM, 1973).

La structure et les dépôts quaternaires ont mis en place des sols halomorphes, hydromorphes, argileux et sableux par le biais des vasières, des tannes, des cordons littoraux et des dunes.

Le delta du Saloum est constitué de dépôts alluviaux, de terrasses et de dépôts temporairement lacustres ainsi que de levées et de dépôts deltaïques (Marius C, 1979; EPEEC, 1982; 1983). La zone d'estuaire du Saloum est incluse en tant que sous zone dans cet environnement éco-géographique. Le Saloum et son affluent majeur le Sine, sont des cours d'eau lents qui alimentent une large vasière soumise à l'influence des marées où se sont développées d'épaisses formations de mangroves parsemées de tannes, qui sont parfois de véritables sols salins couverts d'efflorescences blanches (P. Pélissier, 1966).

Le bassin sédimentaire du Sénégal accumule différents étages marins, qui sont voilés par une couverture de formation quaternaire. C'est dans ce contexte géomorphologique que s'inscrivent les estuaires et lagunes, qui découpent le littoral. La caractéristique principale de ces écosystèmes, c'est qu'ils sont des milieux ouverts en échange quasi- permanent entre, d'une part, le milieu continental et d'autre part, le milieu océanique. L'interaction entre les différents phénomènes et facteurs a donné un modelé spécifique. A l'aide des transects, une vue synoptique de la géomorphologie (structure du paysage) montre les principales composantes de l'organisation du paysage de mangrove.

1.3. Pédologie de la zone d'étude

Le Plan d'Action Environnemental de la Région de Fatick met en relief trois types de sols dans le delta du Saloum. Dans les vasières récentes, les sols sont peu évolués d'apports hydromorphes sur vases argileuses.

- Sur les tannes vifs, on observe des sols halomorphes généralement salins acidifiés. A l'arrière des tannes sableux constitués de sols hydromorphes à gley, on y rencontre des sols plus organiques semi tourbeux de même que des sols de type ferrallitique.
- Sur les vasières dénudées, il existe des sols halomorphes salins acidifiés sur argiles dominants. Ils ont une texture variable et présentent plusieurs horizons.
- Sous les palétuviers, les sols sont hydromorphes organiques moyennement tourbeux avec des sols halomorphes.

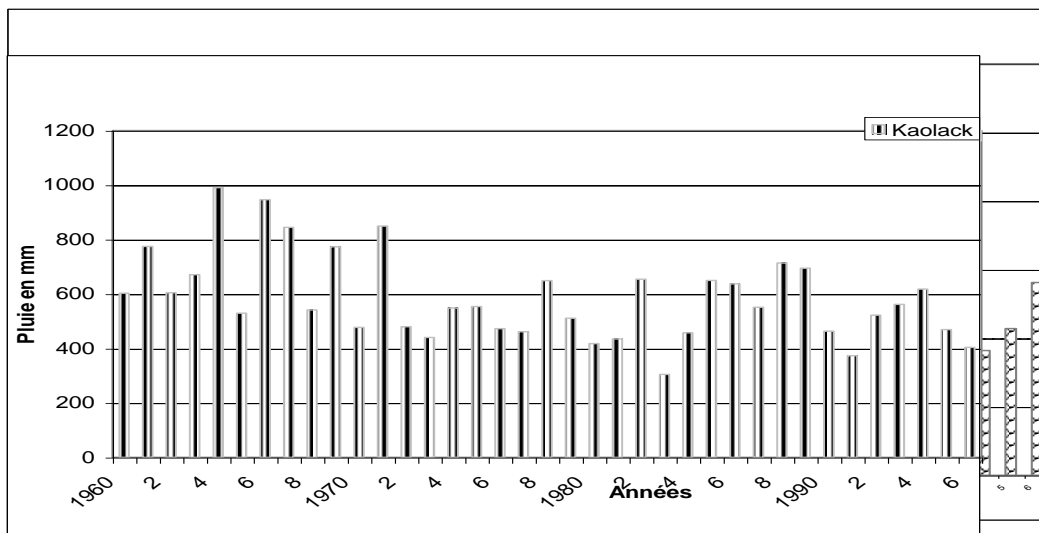
1.4. Climat et hydrologie du delta du Saloum

Le climat du Saloum, de type soudanien, est caractérisé par deux saisons nettement tranchées, une saison sèche qui dure sept (7) mois (de novembre à mai) et une saison des pluies longue de cinq (5) mois (de juin à octobre). La pluviométrie moyenne annuelle (1951-1980) sur le bassin est comprise entre 880 mm au sud et 480 au nord (DACOSTA, 1993). Sur l'ensemble du bassin, la moyenne générale était de 828 mm dans les années 50 (BA et al., 1993). Elle est tombée autour de 500 mm dans les années 80-90.

A partir du tableau des cumuls pluviométriques ci-dessous, normale sur 30 ans a été déterminée et les années les plus humides comme les plus sèches ont été mises en relief. La décennie la plus arrosée est celle de 1961 – 1970. De 1034.7 mm en 1962 à 207.5 mm en 1972, on peut dire que le cumul annuel des précipitations est très variable durant la période considérée et qu'il y a une inégalité des précipitations inter annuelles à Mbour (kaly, 2002). En effet, durant ces trois décennies, la normale de la station à Mbour est de 552,3mm.

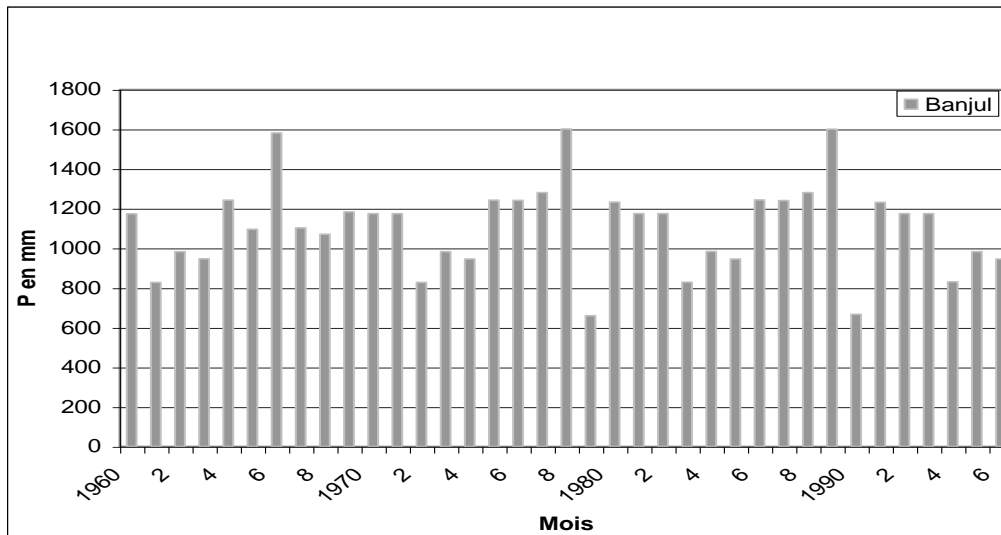
Histogramme 1 : Cumul annuel des précipitations à Mbour, Kaolack et Banjul entre 1960 et 1996

a)



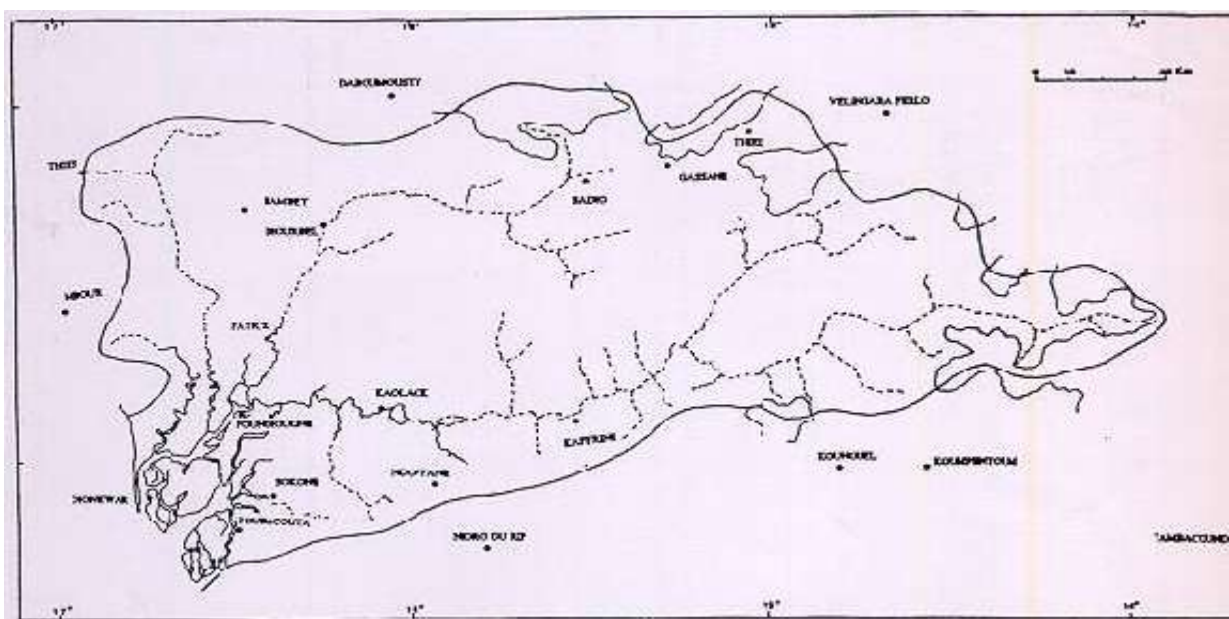
Par contre à Kaolack, la décennie la plus pluvieuse est celle de 1961 – 1970 qui a à son actif 5 mois pluvieux avec un cumul de la moyenne décennale de 727.6mm. Mais, les deux décennies suivantes n'ont que trois mois de pluie (juillet, août et septembre) et un cumul en baisse. Durant ces trois décennies, la normale de la station de Kaolack, est de $N = 607,8\text{mm}$. En déterminant les années excédentaires ou déficitaires et on note 18,92% pour les premières et 56,75% pour les secondes, alors que les années normales ne représentent que 24,33%.

Le cumul pluviométrique des précipitations à Banjul a permis d'obtenir un histogramme qui met en relief la variation des précipitations au cours des ans. Il y a des années de 1600mm et celle de 600mm. En partant de la normale pluviométrique des trente (30) dernières années (1961 à 1990) qui est de 1134.5mm/an, on est parvenu à relever 40.54% d'années déficitaires contre 28.73% d'excédentaires et 29.73% d'années normales.



La variation des précipitations est telle qu'il y a rarement une coïncidence du volume des pluies entre les différentes stations aussi bien pour les années humides que sèches. On observe toujours un léger décalage soit positif, soit négatif (précurseur ou annonciateur) d'une année humide ou sèche.

L'observation de l'histogramme des cumuls (n°1), laisse percevoir non seulement le caractère cyclique des précipitations, mais également une constante régression des cumuls pluviométriques.



Carte 1 : Le bassin versant du delta du Saloum

La vague de sécheresse chronique des années 1980 et ses conséquences sur l'agriculture ont créé sur la quasi-totalité du bassin versant de l'écosystème du Sine-Saloum des phénomènes d'hyper salinité et d'acidification de la plupart des sols et conséquemment la diminution de la biodiversité. Elles ont également profondément modifié le fonctionnement hydrologique et bio-géochimique de l'écosystème de mangrove du Sine-Saloum.

Le système hydrographique de cet ensemble est formé de trois bras principaux : le Saloum (110 km de longueur) au nord et nord-est, le Bandiala (18 km) au sud et sud-est et le Diomboss (30 km) entre les deux. Ces fleuves sont entourés d'un réseau de bolons très denses. Ces fleuves, tout comme les bras principaux, sont bordés par des vasières intertidales plus ou moins colonisés par la mangrove.

De Sangomar à Foundiougne, le chenal du Saloum est relativement profond (les profondeurs inférieures à 13 m y sont rares et dépassent même dans certains 25 m, au niveau des fosses). En amont de Foundiougne, le Saloum rencontre le Sine et devient très sinueux tout en gardant une direction générale jusqu'à Kaolack. Sa largeur est relativement faible dans cette zone, n'excédant que rarement 500 m. La profondeur diminue également, restant le plus souvent inférieure à 5 m. Le chenal du Diomboss est relativement profond. Des fonds de 10 m y sont régulièrement rencontrés. Des profondeurs atteignant 25 m sont enregistrées dans certaines fosses. En amont, le

Diomboss se divise en plusieurs chenaux de marée, localement appelés bolons. Des fonds de 10 m sont rarement atteints dans le Bandiala. Le Diomboss et le Bandiala se caractérisent par un réseau de bolons, extrêmement dense contrairement à la rive droite du Saloum. Ces bolons, tout comme les bras principaux, sont bordés par des vasières intertidales.

Il n'existe pas de cours d'eau permanent au niveau du bassin du delta du Saloum. La pente du fleuve est faible, elle est inférieure à 0,6 %. Elle est à l'origine de la résultante de courant observée vers l'amont. Ce phénomène a une incidence sur la sédimentologie et l'hydrologie du milieu (EPEEC, 1984).

Le delta du Saloum est véritablement un estuaire inversé, car la marée biquotidienne remonte jusqu'à Birkilane à environ 130km de l'embouchure et aucun cours d'eau de quelque importance que se soit ne vient à la rencontre de l'eau salée (Marius, 1979). Il s'ouvre sur l'océan par trois grands fleuves :

- Le Saloum, dont l'embouchure du fleuve, qui jusqu'en 1987, était délimité par une langue de 18km de long : la pointe de Sangomar. Celle-ci a été coupée en février 1987, par l'effet conjugué de la dérive littorale et du retrait du trait de côte, à la hauteur du campement de Djiffère ; ce qui offre de nos jours une deuxième embouchure pour le Saloum, large d'environ 4km.
- Le flot venant de l'océan pénètre de plein fouet dans le Diomboss et le Bandiala qui sont larges mais courts. Ce mode de fonctionnement inverse de l'estuaire gouverne la disposition du profil halin et le piégeage des particules fines.

Du fait de l'absence de crue dans le bassin du fleuve Sine-Saloum et d'une forte diminution des apports d'eau douce, la richesse trophique produite autour de la végétation de palétuviers ne va guère au-delà de sa zone de production, vers le milieu côtier adjacent. Comme pour la Casamance, la principale source d'enrichissement trophique du Sine-Saloum est la reminéralisation de la matière organique qui provient essentiellement de la mangrove (DIOUF et al., 1991).

1.5. Flore des écosystèmes de mangrove

La richesse trophique de l'estuaire du Saloum est en relation avec la présence de la mangrove, l'existence de très nombreux bolons et le relief très plat du fait que de vastes zones sont couvertes et découvertes à chaque cycle de marée (DIOUF, 1996).

Une grande partie de la mangrove de cette zone, 60 000 ha, est située dans la Réserve de Biosphère du delta du Saloum administrée par la Direction des Parcs Nationaux (DPN). La partie centrale (le Parc national) et une partie de la zone tampon sont gérées par l'Etat alors que le reste relève des communautés locales. Le parc et la réserve de biosphère se trouvent dans le delta du Sine et du Saloum et la région comprend de nombreux îlots sablonneux et des lagunes, la Pointe de Sangomar et ses eaux littorales et la forêt de Fathala. La plus grande partie de la zone terrestre est couverte de mangroves, de forêts et de cours d'eau salés. La mangrove qui domine ici est constituée principalement de *Rhizophora racemosa*, *Rhizophora mangle*, *Rhizophora harissonni* et d'*Avicennia nitida*.

Dans la partie sud du Sine-Saloum, la mangrove est très étendue. Elle occupe la quasi-totalité de l'espace situé entre les bolons. Les palétuviers sont hauts (7 à 11 m), notamment en bordure des chenaux de marées (BARUSSEAU et al., 1986) et particulièrement dans leur partie aval. Dans cette zone les tannes, sols salés dénudés sont absents ou rares.

La portion centrale (rives du Diomboss et zone située à l'est de Dionewar) se caractérise par l'augmentation des surfaces occupées par les tannes et une mangrove moins élevée que celle du sud (2 à 8 m). Les palétuviers des parties amont des bolons de cette zone présente un aspect dégradé. Le nord du complexe estuarien est occupé par une mangrove très dégradée qui finit par disparaître en amont du Saloum. La hauteur de la mangrove est généralement inférieure à 4 m.

II. Matériel et méthode

Deux méthodologies sont présentées ainsi que leurs résultats. Le premier est relatif aux travaux de **NGANLO KEGUEP Estelle Manuela** et le second est de **Ralph Mercier**.

2.1. Matériel

Il s'agit de tout support visant à étudier l'objet. Plusieurs catégories ont été classifiées :

- le **matériel végétal** : les espèces *Rhizophora spp.* et *Avicennia africana* ;
- le matériel de **positionnement et d'orientation** : un GPS (Global Positioning System ; pour relever les coordonnées géographiques (UTM) des centres des placettes, une boussole numérique aidant à une meilleure orientation, une corde et quatre jalons pour la délimitation des placettes (3,5 m sur 3,5 m) ;
- le **matériel de relevés dendrométriques** : un ruban diamétriques de 1m pour la mesure des circonférences ;
- le **matériel didactique** : des fiches de mensuration pour relever les données dendrométriques (diamètres et hauteurs des individus), des crayons, marqueurs ont été utilisés, une chemise plastique (pour classer les fiches de collecte), une presse pour la collecte d'échantillons, des étiquettes pour la codification des sachets contenant les échantillons ;
- le **matériel d'illustration** : un appareil photo numérique pour la prise de vue ;
- le support de **déplacement, sécurité et de sécurisation** des données : une pirogue motorisée (moyen de déplacement), des gilets de sauvetage, des bottes et des gants, un coupe-coupe ;
- le **matériel d'exploitation et d'analyse des données** : l'analyse de l'information a nécessité la combinaison de plusieurs logiciels : Arc GIS (aspects cartographiques), MS Excel (saisie et organisation des données), SPSS et SATA (analyse statistique des données) et MS Word (rédaction du rapport).

Pour une meilleure efficacité (gain de temps) dans la mise en œuvre de la méthode d'échantillonnage proposée, une équipe de 3-5 personnes a permis de mener à bien un inventaire de qualité dans la mangrove à cause de la multiplicité des tâches. Le matériel utilisé lors de nos inventaires dans la mangrove peut être réparti en plusieurs catégories :

2.2. Méthode

2.2.1. Choix du site

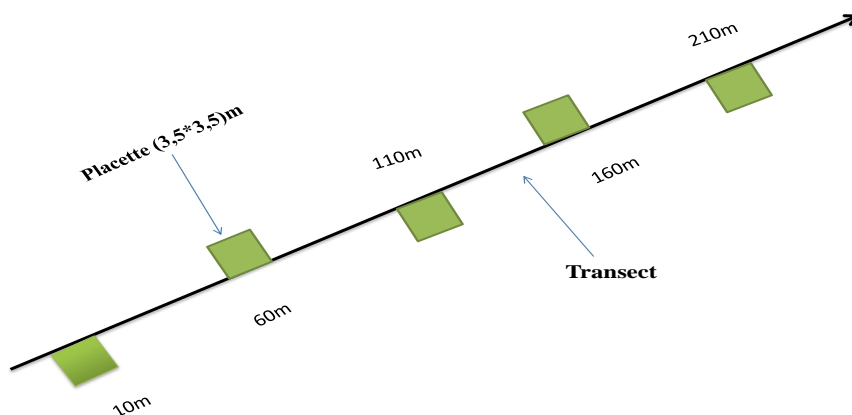
Afin de diversifier les résultats et de mener une étude comparative, le critère pertinent du choix utilisé a reposé sur le type de mangrove (front de mer ou sur les parties continentales). Les sites de Djirnda et Joal répondant à ses critères ont finalement été choisis.

Inventaire de la végétation de mangrove

Différents travaux scientifiques ont utilisé des méthodes d'inventaire pour caractériser les formations de mangrove dans la Réserve du Delta du Saloum Degue (2009). Le plan d'échantillonnage proposé dans le cadre de cette étude est inspiré en partie de Ndour (2005) et Degue (2009). Il est adapté pour des raisons d'opérationnalité dans les deux sites, mais aussi dans les différents types de formation (mangrove naturelle, mangrove reboisée).

Ainsi, pour chaque site, 6 transects d'une longueur de 220 m chacun ont été effectués. Sur chaque transect, 5 placettes de 3,5m x 3,5m ont été disposées avec une équidistance de (50 m) entre elles, soit au total 30 placettes par site. Pour plus d'efficacité dans l'opérationnalisation de la méthode sur le terrain, un travail préalable a été fait au laboratoire.

En effet, à l'aide du logiciel Arc GIS les transects ont été tracés (avec l'outil transect) suivant la configuration des cours d'eau. Les coordonnées géographiques (UTM) du centre des placettes ont été prélevées, puis enregistrées dans un GPS. Une fois sur le terrain, ces points sont retrouvés et les placettes disposées pour entamer la collecte de données. Précisons qu'en milieu de mangrove naturelle, en raison des racines échasses et du substrat vaseux, une mobilité linéaire n'est toujours pas évidente, d'où la pertinence d'utiliser l'approche cartographie qui a permis d'esquiver les différents obstacles.



Les photos ci-après illustrent la mise en œuvre de la méthode dans la mangrove.



Figure 2 : *Rhizophora spp* reboisée en 2007 par UICN



Figure 1 : Placette à *Rhizophora spp* peuplement naturelle



Figure 3 : Mesure des paramètres dendrométriques à Djirnda



Figure 4 : Mesure des paramètres dendrométriques à Joal

La collecte des données sur les circonférences des tiges à 30 cm de la racine (Donato et al, 2012) et l'estimation des hauteurs ont été réalisés. Ces données sont soumises à l'application de formules allométriques pour l'estimation de la biomasse et la quantification des stocks de carbone. Les modèles de Chave et al. (2005) et de Komiyama et al ; (2008) ont été choisis (voir tableau 1).

Sources	Equations allométriques	R ²	Domaine de validité
Chave et al (2005)	$B = \text{Rho} * \text{Exp} (-1,349 + 1,980 * \ln(\text{DBH}) + 0,207 * \ln(\text{DBH})^2 - 0,0281 * \ln(\text{DBH})^3)$	-	D _{max} = 42 cm
Chave (2005) et Komiyama et al (2008)	$B = 0,168 * \text{Rho} * \text{DBH}^{(2,471)}$	0,99	D _{max} = 42 cm

Rho : la densité ligneuse de l'espèce (g/cm³)

DBH : Diameter of Breast Height ou Diamètre à Hauteur de Poitrine (DHP=1,3 m théoriquement). Dans la mangrove, cette hauteur conventionnelle ne s'applique pas, elle est remplacée par la notion de « diamètre » à 0,3 m (Donato, 2012).

Les diamètres sont déduits des circonférences totales des tiges des espèces. Les densités des espèces utilisées ont été prises dans le Global wood density selon les zones climatiques similaires à la nôtre. Donc la densité de *Rhizophora spp* est de 0,91 g/cm³ *Avicennia africana* 0,69 g/cm³.

La biomasse une fois trouvée (en kg CO₂), la quantité en carbone sera déduite par l'application du coefficient du GIEC 0,45. La quantité de CO₂ est obtenue en multipliant la quantité de carbone par 3,66. Comme l'explique les relations suivantes :

Quantité de Carbone= C = 0,45 *B

Quantité de CO₂= 3,66*C

L'analyse des résultats obtenus est faite par site (Djirnda et Joal-Fadiouth) mais aussi par espèces (*Avicennia africana* et *Rhizophora* spp). Ainsi, il nous a semblé important d'étudier la structure des populations de mangrove, leur densité relative, les quantités de carbone stockés dans leur biomasse. Des tests statistiques ont été réalisés sur STATA pour évaluer la robustesse des modèle allométriques utilisés. Cela a permis d'apprécier les effets sites, les effets espèces, et l'interaction site- espèces sur le potentiel de séquestration du carbone.

Dans le souci d'harmoniser les éléments de comparaison des espèces de chaque site (structure de population, densité, stocks de carbone) les classes de diamètres sous les pas de 5 ont été utilisées. Néanmoins nous avons les formules mathématiques adéquates qui permettent de trouver le nombre de classes. C'est le cas de la formule de Sturge qui permet de trouver le nombre de classes ainsi que l'amplitude des classes de la population étudiée.

K= 1+3,322*Log₁₀(n)

a= X_{max}-X_{min} / K

Pour mieux cerner les effets espèces, sites et interaction sites-espèces, le test ANOVA à l'aide du logiciel SPSS a été réalisé. L'analyse à l'aide du logiciel STATA a permis de pouvoir juger le modèle le plus stable à utiliser dans les mangroves de Joal- Fadiouth et de Djirnda. Les tests de moyennes ont été effectués afin de déceler l'espèce et le site à fort potentiel de Carbone. Les tests statistiques ont été réalisés afin de mieux apprécier l'effet espèce (*Rhizophora* spp et *Avicennia africana*), l'effet site (Joal et Djirnda) sur le potentiel de séquestration du carbone. Ainsi, nous pourrions en déduire le modèle allométrique (Chave et al, 2005) et Komiyama et al (2008) le plus pertinent et mieux approprié dans l'estimation de la biomasse de mangrove.

A cause de la période de hors floraison effectuée pour cette étude, afin de lever toute ambigüité, les espèces du genre *Rhizophora* seront jumelées et nommées « *Rhizophora* spp ».

III. Résultats et discussions

L'analyse des résultats obtenus est faite par site (Djirnda et Joal-Fadiouth) mais aussi par espèces (*Avicennia africana* et *Rhizophora spp*). Ainsi, il nous a semblé important d'étudier la structure des populations de mangrove, leur densité, les quantités de carbone stocké dans leur biomasse, etc. Des tests statistiques ont été réalisés sur STATA pour évaluer la robustesse des modèles allométriques utilisés. Cela a permis d'apprécier les effets sites, les effets espèces et l'interaction site- espèces sur le potentiel de séquestration du carbone.

3.1. Site de Djirnda

3.1.1. La Structure et densité relative des peuplements des espèces *Avicennia africana* et *Rhizophora spp* dans le site de Djirnda

La mangrove à Djirnda est répartie suivant le cours du fleuve dans les espaces Fossi, Acthiès, Dinosomoua, Caricas, et Moundé-daga qui limite Djirnda et Moundé. La mangrove à Djirnda regorge de plusieurs espèces : *Laguncularia racemosa* et *Sesuvium portulacastrum*. 320 individus de *Rhizophora spp* ont été inventoriés tandis que 32 individus d'*Avicennia africana* ont été inventoriés. *Rhizophora spp* occupent la plus grande partie du peuplement avec 91,19 % contre 8,81 % d'*Avicennia africana*. Les individus de *Rhizophora spp* sont repartis entre 1,59 et 48,73 cm sont diamètre moyen est de 6,82 cm et 10,85 cm d'écart type. Mais *Avicennia africana* a ses individus repartis en diamètre de 2,23- 89,24 cm avec un diamètre moyen de 9,62 cm et un écart type de 13,50 cm.

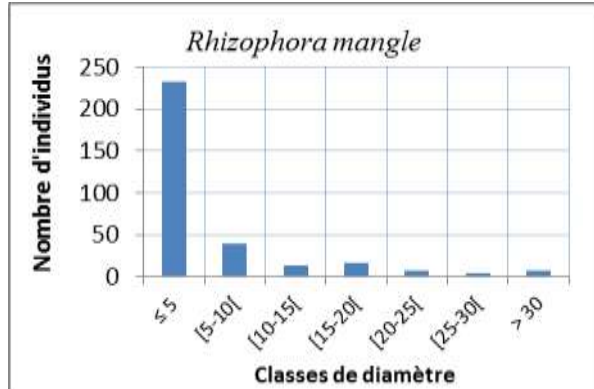


Figure 5: Structure de la population de *Rhizophora spp* à Djirnda

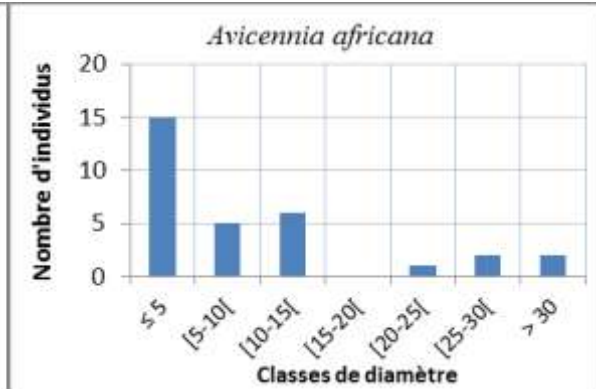


Figure 6: Structure de population d'*Avicennia africana* à Djirnda

La répartition en classes de diamètres d'*Avicennia africana* montre une particularité qui est l'absence d'individus de classes de diamètres [15-20] (figures 6 et 7). Une faible proportion des individus appartenant aux classes de diamètres supérieures ou égales à 20 cm est également constatée. D'après les communautés locales, cela pourrait s'expliquer par l'exploitation du bois de *Rhizophora spp* pour la confection de perches à pirogue. La densité relative obtenue à l'hectare pour les deux espèces (Figure 8 et 9) traduit fidèlement la structure des populations des espèces *Rhizophora spp* et *Avicennia africana*.

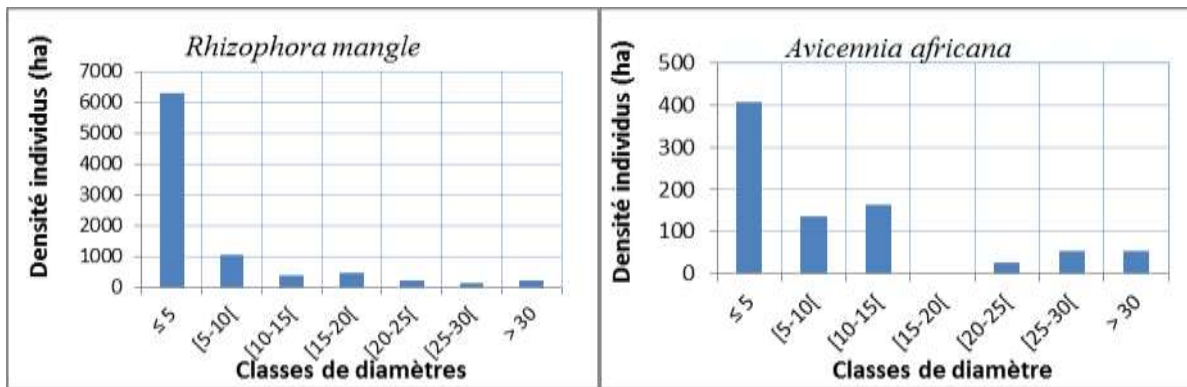


Figure 8: Densité relative de *Rhizophora spp* à l’hectare à Djirnda

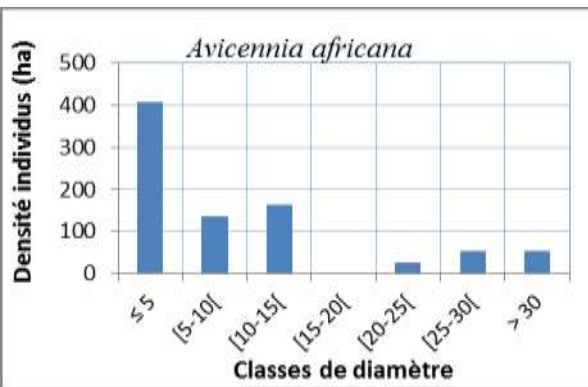


Figure 7 : Densité relative d’*Avicennia africana* à l’hectare à Djirnda

On note 6313 individus/ha de *Rhizophora spp* de diamètres inférieurs à 5 cm. Les individus d’*Avicennia africana* inférieurs à 5 cm ont une densité de 409 individus à l’hectare. Une forte densité à l’hectare des individus à petits diamètres témoigne du fort taux de reboisement dans la zone. Les faibles densités mentionnées dans les diamètres supérieurs à 15 cm révèlent la forte pression anthropique exercée sur la mangrove à travers la coupe abusive de bois.

3.1.2. Stocks de carbone dans la mangrove de Djirnda

L’analyse des stocks de carbone par classe de diamètre montre une structure inverse par rapport à celle obtenue dans la répartition de la densité. En effet, plus le diamètre des individus est élevé plus leurs aptitudes à séquestrer le carbone augmentent. C’est ainsi que les petites tiges (diamètres < 10 cm) enregistrées chez *Avicennia africana* se caractérisent par un faible stock de carbone. Chez *Rhizophora spp* les classes de diamètres ≤ 5 et [25-30[abritent les plus faibles et grandes proportions de stocks de carbone comme l’indique les figures 10 et 11. Ceci peut s’expliquer d’abord par l’incapacité des individus de petites tailles à stocker beaucoup de carbone dans leur biomasse (Figure 10 et 11). La classe modale par rapport aux quantités de carbone stockées est la classe de diamètre > 30 cm aussi bien pour *Avicennia africana* et *Rhizophora spp*.

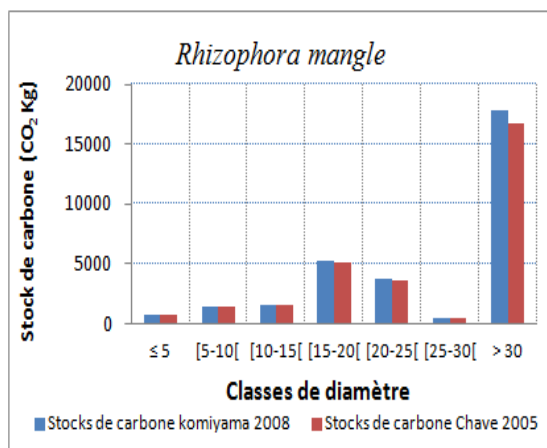


Figure 9: Stock de Carbone de *Rhizophora spp* à Djirnda
Source : KEGUEP , 2014

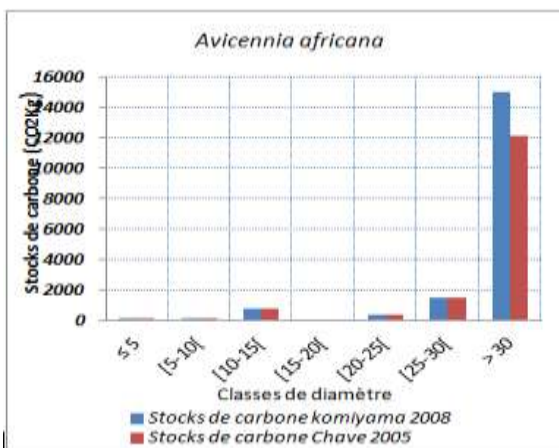


Figure 10: Stock de Carbone d’*Avicennia africana* à Djirnda

3.2. Site de Joal

Comme à Djirnda, nous avons comme résultats les structures des populations des espèces, les stocks de carbone ainsi que les densités des espèces par classe de diamètres. Ainsi que les stocks de carbone totaux dans les deux sites extrapolés à l'hectare. La mangrove de Joal est distribuée dans les zones de Fassanda, Diohke, Tannes, Ngousse-Diohke, Mousse-Diohke.

3.2.1. La structure et densités relatives des peuplements des espèces *Avicennia africana* et *Rhizophora spp* dans le site de Joal

Deux espèces *Rhizophora spp* et *Avicennia africana* peuplent majoritairement la mangrove de Joal-Fadiouth avec respectivement 81,74% et 18,72%. La proportion d'individus d'*Avicennia africana* enregistrée dans ce site est supérieure à Djirnda, 8,81%. De ce fait, 438 individus de *Rhizophora spp* ont été inventoriés contre 86 individus d'*Avicennia africana*. Les diamètres des individus de *Rhizophora spp* sont répartis entre 1,59 et de 38, 85, avec une moyenne de 6,85 cm et 7,42 cm d'écart type. Mais *Avicennia africana* a ses individus répartis en diamètre de 2,29- 59,83 cm avec un diamètre moyen de 17,50 Cm et un écart type de 6,22.

L'analyse de la structure des populations montre une forte proportion des diamètres compris entre 0 et 10 cm soit de 84% des *Rhizophora spp* et 16% d'*Avicennia africana* (figures 12 et 13). Une nette décroissance est observée à partir des classes de diamètres supérieures à 15 cm. La même tendance est observée chez *Avicennia africana*. On note ainsi une nette décroissante et une *quasi* absence d'individus d'*Avicennia africana* appartenant à la classe [25-30[cm. Les figures 12 et 13 illustrent donc la jeunesse des peuplements de *Rhizophora spp* et *Avicennia africana* traduisant une structure viable.

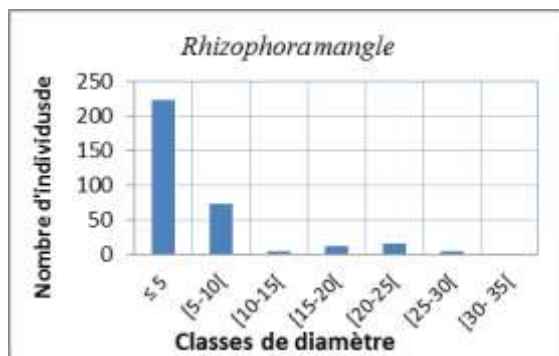


Figure 12: Structure des populations de *Rhizophora spp* à Joal-Fadiouth

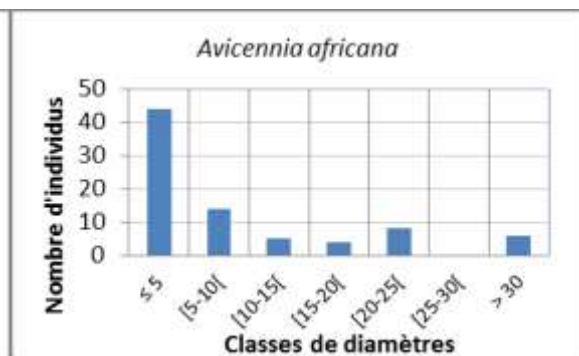


Figure 11 : Structure des populations d'*Avicennia africana* à Joal-Fadiouth

L'extrapolation de la densité moyenne des tiges est faite par classe de diamètre et à l'hectare. La même structure est obtenue dans les structures des peuplements, mettant en exergue les jeunes individus (Figure 14 et 15). Ces fortes densités s'opposent aux faibles densités des classes de diamètres moyens (entre 15- 30cm et plus).

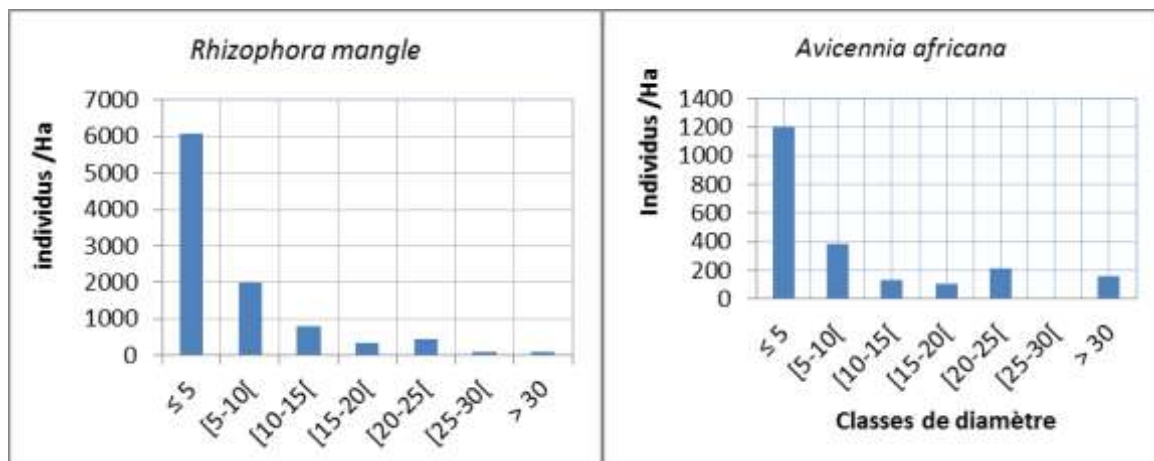


Figure 14: Densité des populations de *Rhizophora spp* par classes de diamètre à Joal- Fadiouth^{1b}

Figure 13: Densité des populations d'*Avicennia africana* par classes de diamètre à Joal- Fadiouth

Source : NGANLO M. 2014

Néanmoins de petites différences sont relevées. Dans les classes de diamètres ≤ 5 , 409 individus d'*Avicennia africana* ont été répertoriés à l'hectare à Djirnda contre 1197 individus à Joal. Dans les classes supérieures à 30 cm de diamètres, on a respectivement 54 individus d'*Avicennia africana* contre 163 individus à l'hectare d'*Avicennia africana*.

En ce qui concerne *Rhizophora spp*, les densités sont décroissantes à Joal. En effet, plus la taille des diamètres augmente plus la densité diminue à l'hectare. A Djirnda, la même tendance est observée. Dans les classes de diamètre ≤ 5 , 6313 individus de *Rhizophora spp* ont été répertoriés à l'hectare tandis que 6095 sont recensés dans le site de Joal. Mais concernant la classe de diamètre > 30 cm, nous avons 54 individus *Rhizophora spp* à l'hectare dans le site de Djirnda contre 109 individus dans celui de Joal. En terme de densité de *Rhizophora spp* l'ha, on note 6313 à Djirnda contre 6095 individus par ha à Joal. Tandis que 1197 à Joal contre 409 individus d'*Avicennia africana* par ha à Djirnda.

3.2.2 Stocks carbone de *Rhizophora spp* et d'*Avicennia africana* à Joal

La répartition des stocks de carbone par classe de diamètre montre une structure inverse par rapport à la densité aussi bien pour *Rhizophora spp* que pour *Avicennia africana*. Comme indiqué les figures 16 et 17 ci-dessous, les stocks de carbones augmentent en fonction de la taille du diamètre de l'individu. C'est ce qui illustre chez les deux espèces les grandes quantités de carbone au niveau des classes de diamètres [20-25[et > 30 .

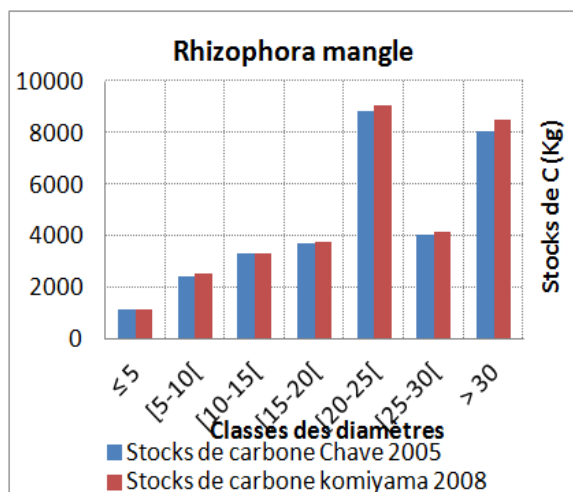


Figure 16 : Stock de Carbone de *Rhizophora spp* à Joal

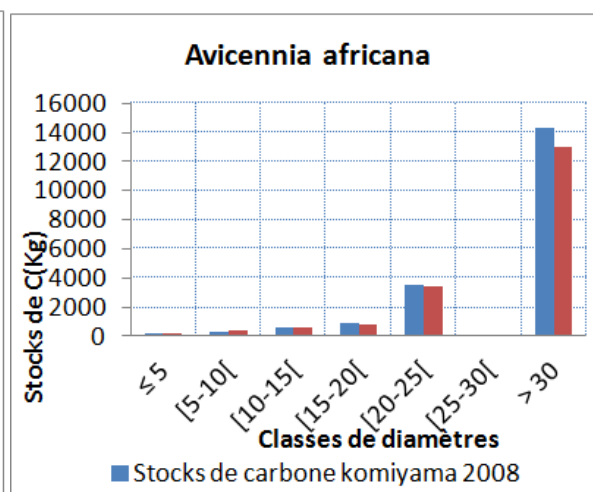


Figure 15: Stock de Carbone d'*Avicennia africana* à Joal

Source : NGANLO M. 2014

Une extrapolation des stocks de carbone moyens par sous-unité d'échantillonnage (placette) a été faite par espèce en vue d'en apprécier celle qui a le plus grand potentiel de séquestration. Ainsi, suivant les modèles allométriques utilisés pour l'estimation de la biomasse, les tendances restent les mêmes. Dans une approche comparative, le tableau 1 montre que dans le site de Joal le stock de carbone d'*Avicennia Africana* est plus élevé qu'à Djirnda. Pour *Rhizophora spp*, cette tendance est inversée en faveur du site de Djirnda. Dans les deux sites on constate que l'espèce à fort potentiel de séquestration de carbone est *Rhizophora spp* (Tableau 2 et 3). Cela pourrait s'expliquer d'une part, par sa forte abondance dans les deux sites d'autre part, par sa densité ligneuse qui influe beaucoup sur cette capacité de stockage.

Tableau 1: Récapitulatif des stocks totaux de carbone à Joal et Djirnda

Sites	Joal		Djirnda	
	Chave (2005)	Chave (2005) Komiyama (2008)	Chave (2005)	Chave (2005) Komiyama (2008)
Stocks totaux <i>Avicennia Africana</i> (T CO ₂)	18,386	19,784	14,875	17,859
Stocks totaux <i>Rhizophora spp</i> (T CO ₂)	31,446	32,495	34,669	36,266

Tableau 2 : Récapitulatif des stocks moyens de carbone à l'hectare à Joal et Djirnda

Sites	Joal		Djirnda	
	Chave (2005)	Chave (2005) Komiyama (2008)	Chave (2005)	Chave (2005) Komiyama (2008)
Modèles allométriques				
Stock moyen <i>Avicennia africana</i> (T CO ₂ /ha)	500,299	538,34	404,762	485,959
Stock moyen <i>Rhizophora spp</i> (T CO ₂ /ha)	855,673	884,218	943,374	986,829

3.3. Test de conformité des modèles

3.3.1. Test de Robustesse des modèles allométriques

Le test de robustesse s'est fait en prenant 1000 sous échantillons de la population des espèces (*Rhizophora spp* et *Avicennia africana*) et la moyenne est calculée dans chaque sous échantillon. Normalement, si le modèle est stable, les moyennes calculées dans les sous échantillons ne doivent pas être trop différentes. Ainsi, l'écart type entre les 1000 moyennes est calculé pour juger de la dispersion de celles-ci autour de la moyenne. Le modèle le plus robuste est celui qui a le plus petit écart type calculé à partir des moyennes des sous échantillons. Il ressort (tableau 3) que l'écart type et les intervalles de confiance du modèle conjoint de Komiyama (2008) Chave (2005) sont plus élevés par rapport à ceux du modèle de Chave (2005). Une différence de 3,062 a été observée entre les écarts-types de deux modèles. Les différences des intervalles de confiances, Normal percentile et biais corrigés dans le modèle de Chave (2005) sont respectivement de 78,09 ; 79,04 ; 80,70 contre 90,15; 87,34; 87,45 pour le modèle conjoint de Komiyama (2008) Chave (2005). Les valeurs de ce modèle conjoint sont plus élevées, ce qui révèle de sa faible robustesse. Nous pouvons donc en déduire que le modèle Chave (2005) est plus robuste.

Tableau 3: Test de robustesse du modèle de Chave (2005) comparé au modèle conjoint de Komiyama (2008) Chave (2005).

Chave (2005)							
Variable	Reps	Observée	Biais	Ecart-type.	[Intervalle de Confiance 95%]		
Biomasse	1000	126,112	0,765	19,896	87,069	165,155	Normal
					93,257	172,289	Percentile
					93,697	174,387	biais-corrigé
Komiyama (2008) Chave (2005)							
Variable	Reps	Observée	Biais	Ecart-type.	[Intervalle de Confiance 95%]		
Biomasse	1000	35,546	0,411	22.970	90,472	180,620	Normal
					97,098	184,472	Percentile
					99,078	186,531	biais-corrigé

3.3.2 Test des effets site, espèces et interaction site et espèces

Tableau 4: Test anova des effets sites, espèces, et interaction site espèces sur le potentiel de Carbone

Variable dépendante : CO2_Chave

Source	Somme des carrés de type 3	Degré de liberté	Moyenne des carrés	D	Degré de Signification
Ordonnée à l'origine	106,514	1	106,514	168,294	0,000
Site	3,132	1	3,132	4,948	0,026
Espèces	10,948	1	10,948	17,297	0,000
Site- Espèces	2,280	1	2,280	3,603	0,058

Grâce à l'analyse de la variance, les effets site, espèces et l'interaction entre site et espèces sur le potentiel de séquestration du carbone ont été testés avec le logiciel SPSS, les résultats figurent dans le tableau 5. Les degrés de signification des sites et des espèces sont inférieurs à 0,05. Ces degrés de significations montrent que le site et l'espèce ont un impact sur le potentiel de séquestration du carbone. Par contre le degré de signification de l'interaction site-espèces n'influe pas sur le potentiel de séquestration du carbone avec $P > 0,05$.

3.3.3. Test de l'espèce à fort potentiel de séquestration de carbone

Le test de comparaison des moyennes comparent la séquestration moyenne de carbone par une *Avicennia africana* et la séquestration moyenne de carbone par une *Rhizophora spp.* Les estimations montrent qu'en moyenne, une *Avicennia africana* séquestre 297 (Kg CO₂) alors que le *Rhizophora* séquestre 98 (Kg CO₂). Ce teste indique ainsi que l'*Avicennia africana* séquestre plus de carbone que le *Rhizophora spp.*

Tableau 5 : Test non paramétrique de comparaison de moyenne entre les espèces

Chave (2005)

Espèces	Moyenne	N	Ecart-type
<i>Avicennia africana</i>	296,971	112	1200,646
<i>Rhizophora spp</i>	97,804	676	333,078
Total	126,112	788	550,740

3.3.4. Test du site à fort potentiel de séquestration de carbone

Les sites de Joal et Djirnda ont attiré notre attention sur leur potentiel de séquestration de carbone respectif. Le stock de carbone moyen du site de Djirnda est de 141,151 Kg CO₂/ha contre 114,033 Kg CO₂/ha à Joal (Tableau 7). De ce fait nous estimons que la mangrove de séquestre plus de carbone que la mangrove de Joal.

Tableau 6: Test non paramétrique de comparaison de moyenne entre les sites

CO₂_Chave

Site	Moyenne (KgCO ₂)	N	Ecart-type
Djirnda	141,151	351	697,808
Joal	114,032	437	395,321
Total	126,112	788	550,739

Dans le même ordre des résultats, les discussions vont se focaliser sur la structure et la densité des peuplements, les stocks de carbone par modèle. Dans le but de mieux cerner la contribution de ce travail à l'évaluation des stocks de carbone des mangroves de Djiro et de Joal, il est également important de faire appel aux travaux antérieurs réalisés sur la même thématique dans la zone et au travers du monde.

3.3.5. Tests statistiques

Etant donné que l'utilisation des modèles allométriques est fonction du site et de l'espèce, la méthode allométrique en vue de l'estimation du CO₂ séquestré par les mangroves a été utilisée par les scientifiques tels que (Clough et al., 1997; Smith et Whelan, 2006 ; Tam et al. (1995), Ong et al. (2004), Comley et Mc Guinness (2005), Soares et Schaeffer-Novelli (2005). C'est ainsi que les chercheurs tels que Clough et al. (1997); Dahdouh Guebas and Koedam, (2006) et Clough et al. (1997) ont démontré la possibilité d'utilisation des équations allométriques sur les individus à multiples tiges comme des espèces de mangrove. Ross et al, (2001) ont utilisé les équations allométriques dans les mangroves de petites tailles. Saenger, (2002) a publié 43 équations allométriques. Les équations allométriques sur les arbres à tiges uniques de biomasse aérienne ont été publiées entre 1984 et 2000. Mais Au sein de la communauté scientifique elle pose les problèmes d'exigence du travail intensif et viabilité du modèle allométrique utilisé dans la zone d'étude bien précise.

Il nous a semblé pertinent d'utiliser deux modèles allométriques (Chave, 2005) et Chave (2005)-Komiyama (2008), pour estimer les quantités de biomasse de la mangrove. Cependant, les tests statistiques réalisés ont révélés que le modèle conjoint Chave (2005) - Komiyama (2008) surestime les quantités de carbone séquestrées. Ces résultats sont confortés par les travaux de Donato (2011) qui mentionne que le modèle de conjoint donne des taux élevés de carbone comparé à Chave (2005). Les tests anova des valeurs trouvées à partir du modèle de Chave (2005) ont donné des écarts types et des intervalles de confiances faibles comparés à ceux du modèle conjoint. Cela nous indique que le modèle de Chave (2005) est plus robuste et plus approprié pour l'estimation de la biomasse de mangrove que celui conjoint de Chave (2005) - Komiyama (2008).

Les travaux antérieurs de Degue (2009) et Gaye (2009) avaient évalué le stock de carbone des plantations de *Rhizophora spp* par la méthode destructive. Ils se sont confrontés à la contrainte de la non stabilité des coefficients de régression au cours de l'estimation de la biomasse ce qui du point de vue statistique est à corriger. Cependant, il faut noter que la méthode destructive s'avère coûteuse et fastidieuse surtout pour les peuplements de mangrove de grandes superficies. Néanmoins, l'utilisation des modèles allométriques reste délicate car requiert une exigence en termes de sites et d'espèces. Les modèles Chave (2005) et celui conjoint Chave (2005) - Komiyama (2008), bien qu'étant applicables au Sénégal sont développés dans des écosystèmes relativement similaires (d'Amérique du Nord et d'Asie du Sud-est). Aussi, malgré la robustesse du modèle de Chave (2005) sur les espèces de mangrove, il existe quelques imprécisions dans les estimations de la biomasse. C'est pourquoi la construction de modèles allométriques robustes spécifiques aux taxa dans la mangrove du Sénégal demeure une nécessité et reste une piste de solution afin de palier à ces imprécisions.

3.4. Structure et la Densité des peuplements

A Djirnda comme à Joal les peuplements *Rhizophora spp* et *Avicennia africana* sont relativement jeunes du fait de la forte proportion d'individus de diamètres inférieurs à 5 cm aussi bien dans la mangrove naturelle que celle reboisée. Cela s'explique d'une part, par les multiples campagnes de reboisement successif de *Rhizophora spp* menées par les acteurs au développement (WWF, PAGEMAS, UICN...) pendant les années 2004, 2005, 2006, 2007, 2008 (Degue, 2008; Gaye, 2009) et 2012 (WWF, 2012). D'autre part, une bonne capacité de régénération naturelle de *Rhizophora spp* et *Avicennia africana* a été notée dans certaines unités d'échantillonnage.

Des reboisements continuent à être réalisés au niveau des zones de tannes par les acteurs tels que le WWF qui a innové par le reboisement d'une grande proportion de près de 850 plants par poquets d'*Avicennia africana* en Novembre 2013. Les peuplements de mangrove présentent diverses morphologies. La mangrove naturelle à *Rhizophora spp* est présente le long du fleuve continuellement immergée; des plantations reboisées 2003-2013 sont également présentes ainsi que des zones de tannes sur les lesquels les reboisements se font. La répartition des individus par espèces et par classe de diamètre a été réalisée. Les deux sites ont des similarités en termes de densité avec une légère différence chez *Avicennia africana*. La densité de cette espèce dans les classes de diamètres inférieurs à 5 cm est doublée à Joal comparée à Djirnda (1197 contre 409) individus par ha). Quant à *Rhizophora spp*, il n'y a pas de différence significative concernant cette classe. Sa densité est de 6313 individus par ha à Djirnda contre 6095 individus par ha à Joal. Selon Ndour (2005) cité par (Gaye, 2009), les reboisements constituent un atout prépondérant sur la densité par rapport aux massifs naturels. Degue (2009) estime qu'en 1999 les densités trouvées dans les plantations de *Rhizophora spp* étaient de 23 pieds/ha contre 6 000 pieds/ha en 2000.

4. Séquestration du carbone

Contrairement à la structure des populations de mangrove et à leur densité, les quantités de carbone séquestrée à Joal et à Djirnda montre une allure inverse. Des stocks importants sont estimés dans les classes de diamètres supérieures à 10 cm pour *Rhizophora spp* et supérieures à 15 cm pour *Avicennia africana*. Albrecht et Kandji (2003) cité par Gaye (2009) expliquent que les faibles quantités de carbone stockées par les individus de petits diamètres sont dues à leur jeunesse. Ces auteurs concluent que ces stocks sont susceptibles d'augmenter tout au long du processus de croissance avec l'expansion de ses différentes parties. Ils classifient le taux de séquestration de carbone en fonction des parties accordant ainsi la plus grande proportion au tronc par rapport aux racines et aux feuilles.

Le stock total de CO₂ séquestré à Joal est élevé. Par exemple dans le cas du modèle de Chave (2005) *Avicennia africana* à Joal a un total de 18,386 TCO₂/ Ha contre 14,875 TCO₂/ Ha à Djirnda tandis que *Rhizophora spp* a un total de 31,446 TCO₂/ Ha à Djirnda contre 32,495 TCO₂/ Ha à Joal. A Djirnda une forte proportion de tannes est observée par rapport à celle de Joal.

Les stocks moyens de carbone à l'hectare séquestré par *Rhizophora spp* dans le site de Djirnda est de 943,374 TCO₂/Ha. Par ailleurs 855,673 TCO₂/Ha sont séquestrés par *Rhizophora spp* à Joal Fadiouth. *Avicennia africana* dans le site de Djirnda séquestre 404,762

TCO₂/Ha tandis que 500,299TCO₂/Ha sont séquestrés par *Avicennia africana* dans le site de Joal.

Alors que le site de Joal enregistre le plus haut stock moyen de CO₂ à l'hectare avec l'espèce *Avicennia africana*, *Rhizophora spp* dans le site de Djirnda possède le stock de carbone plus prépondérant par rapport à Joal. La densité de *Rhizophora spp* est plus forte à Djirnda. *Avicennia africana* à l'hectare a une grande densité à Joal Fadiouth. Selon Degue (2009) cité par (Gaye, 2009), les projections de la variation du taux de séquestration du carbone évoluent de manière exponentielle avec l'âge. En comparaison aux travaux antérieurs à l'instar de l'étude de Degue (2009) estime que la densité influe sur le stock de carbone et peut atteindre en moyenne 0,464 à 1,243 t/ha/an à des âges de 2 et 4 ans pour des plantations de 25/25 d'écartement. Les travaux de Diouf (1996) ont essayé de comparer le potentiel de séquestration des mangroves du Delta du Saloum à celles du Panama et d'Asie du Sud-est. Des valeurs respectives de 803,736 TCO₂/ha, 1024,8 TCO₂/ha et un intervalle de 36,6 - 54,9 TCO₂/ha ont été trouvées.

Comme le renseignent ces valeurs, même si le stock est moins important dans le Delta du Saloum par rapport à l'Amérique centrale (Panama), il reste néanmoins non négligeable quant à sa contribution en tant que puits de carbone. En Asie du Sud- Est, le faible stock de carbone pourrait s'expliquer par la libération (perte) de 274 tCO₂/ha/an à cause de la culture intensive des crevettes (Ong et al., 1993). Aheto et al, 2011 ont mené une étude comparative de séquestration du carbone par les espèces de mangrove dans l'estuaire de Kakum au Ghana. D'après cette étude, *Rhizophora spp* a le fort potentiel de séquestration de carbone avec 507,3728 TCO₂/ha séquestré. Suivi d'*Avicennia germinans* (128,17 TCO₂/Ha) *Laguncularia racemosa* (80,81 TCO₂/Ha).

Les travaux de la JICA (2005) dans le Delta du Saloum ont estimé une quantité annuelle séquestrée par la mangrove du Delta du Saloum de 4,34 tCO₂/ha séquestrée . Sur ce reboisement en 20 ans on aurait séquestré 460 tCO₂/ha. Dans la perspective du financement du carbone avec le prix de la tonne de CO₂ oscillant entre 13-19 euro (Seeberg-Elverfeldt, 2009) avec les 460 tCO₂/ha un financement de (5460- 7980) euro gagné en 20 ans.

Le fort taux de séquestration du site de Djirnda comparé à celui de Joal s'explique généralement par la réussite des reboisements. A Joal les reboisements sont menacés par l'absence de fixation à longue durée des propagules. Cette contrainte forte est liée à la décharge des ordures sur les plages. En outre, le type de substrat influe beaucoup sur la capacité de séquestration de carbone (Degue).

IV. SYNTHÈSE DES TRAVAUX DE RALPH MERCIER

1. Méthodologie de recherche

La méthodologie de recherche utilisée dans cette étude part d'une recherche bibliographique qui consiste à rassembler les documentations possibles traitant des techniques d'inventaire forestier, de la mangrove, de la séquestration de carbone atmosphérique par les plantes, des caractéristiques biophysiques et climatiques du delta du Saloum, des reboisements de mangrove et de leurs acteurs dans le bassin du Saloum. Cette recherche a permis l'élaboration du protocole de recherche qui définit le plan de sondage, les différentes méthodes de collectes de données et les méthodes et outils de traitement. Cette recherche bibliographique qui précède les travaux de terrain est poursuivie sur le terrain jusqu'à la phase de rédaction du document final en vue d'éventuels compléments d'informations.

Le nombre important des villages ayant accueilli des reboisements de mangrove dans le delta du Saloum a fait que le choix des sites de l'étude est basé sur un certain nombre de critères de sélection. L'échantillonnage consiste à choisir deux villages (sites) se trouvant respectivement l'un sur la partie continentale et l'autre sur la partie insulaire du delta dans lesquels l'UICN a initié des reboisements de mangrove. Pour ce faire quatre villages ont été présélectionnés (**Sanghako**, **Médina Sanghako**, **Baout** et **Djirnda**) en raison de leur situation géographique dans la RBDS (partie insulaire et continentale) ainsi que de leur proximité, mais après la visite de terrain les sites de Sanghako¹ et de Djirnda² ont été finalement retenus pour diverses raisons. Le choix de Djirnda à la place de Baout est motivé par le nombre de plantations réalisées (six à Djirnda contre trois à Baout), l'engouement des populations et la réussite des plantations. Quant au choix de Sanghako au lieu de Médina Sanghako, il est motivé principalement par le fait que les plantations de Sanghako remontent de la première campagne de reboisement que l'UICN a réalisé dans le delta du Saloum.

Sur le terrain, les plantations sont localisées à l'aide d'un GPS et des relevées de coordonnées géographiques ont été faites en fonction de leur forme géométrique en vue de la détermination de leurs superficies. L'inventaire au niveau de chaque plantation est fait à l'aide d'un transect réalisé suivant son plus grand axe. La collecte des données consiste à faire des mesures dendrométriques (diamètre à la base **DB**, diamètre à mi hauteur **DmH** et hauteur totale **HT**) et de biomasses (pesée des feuilles, fûts et branches) dans des placettes de 1m×1m disposées alternativement le long des transects. Ces placettes sont disposées suivant un écartement de cinq (05) à dix (10) mètres selon la taille des plantations considérées.

¹ Cf. carte de localisation des plantations de Sanghako (fig. 3).

² Cf. carte de localisation des plantations de Djirnda (fig. 2).

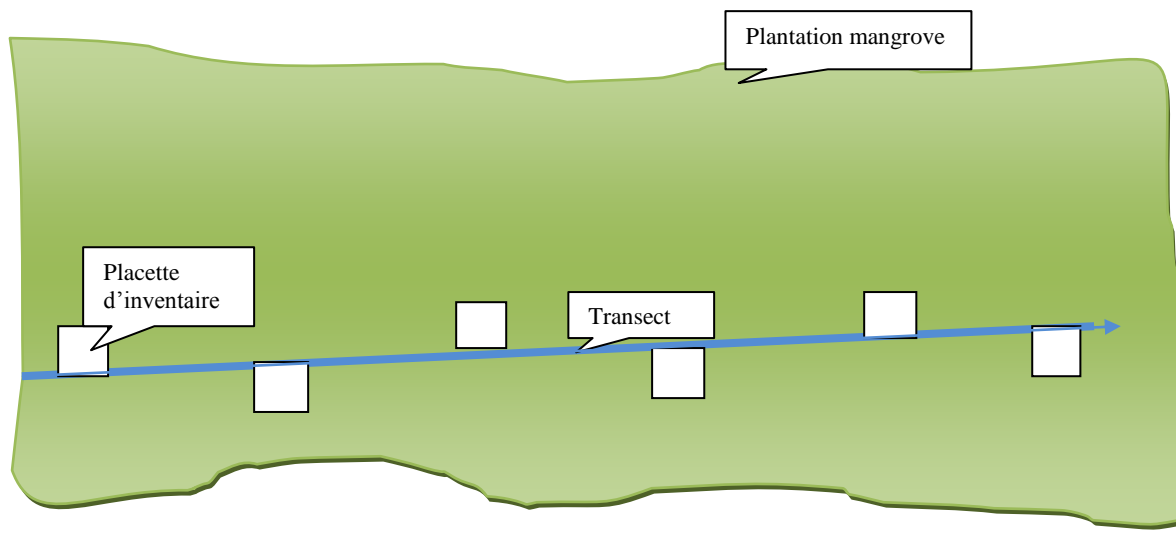


Figure 17: Schéma du dispositif d'inventaire.

La superficie, le taux de recrues naturels et la densité sont retenus comme paramètres d'appréciation de la dynamique des plantations. La superficie de chaque plantation est déterminée par traitement des coordonnées des points caractéristiques de sa figure géométrique par utilisation du logiciel de cartographie **Arc View**. Ces coordonnées géographiques sont relevées par le moyen d'un **GPS Garmin** pour traitement à l'ordinateur. La collecte des données (voir les fiches d'inventaire en annexes) relatives au taux de recrues naturels se fait par décompte des nouvelles pousses (recrus naturels) dans chaque placette. Le nombre total des nouvelles plantules est rapporté à la surface totale des placettes pour donner le taux de recrues naturels exprimé en nombre de recrues par hectare (recrus/ha). Enfin, les données nécessaires à la détermination de la densité de chaque plantation sont collectées par décompte de tous les sujets vivants (recrus naturels et plants réussis confondus) se trouvant dans les placettes disposées le long de la ligne de transect. Le nombre total des sujets dénombrés est rapporté à la surface totale des placettes puis extrapolé à l'hectare pour donner la densité exprimée en nombre d'individus par hectare.

Les mesures dendrométriques sont utilisées pour élaborer des régressions allométriques. Le diamètre à la base (**DB**) est mesuré sur tous les sujets se trouvant dans les placettes à la limite supérieure des racines échasses ou bien au dessus de l'hypocotyle des jeunes sujets à l'aide d'un pied à coulisse. Le diamètre à mi hauteur (**DmH**) est mesuré sur les mêmes sujets et toujours à l'aide du pied à coulisse mais cette fois à mi hauteur. La hauteur totale (**HT**) est pour sa part mesurée sur les plants (sujets) des placettes à l'aide d'un bâton gradué. Toutes ces données sont ensuite traitées en vue de la recherche des équations allométriques correspondantes au moyen des logiciels **Excel** (2003/2007) et **XLSTAT** par régression simple et multiple méthode progressive (step by step). Cette méthode laisse au logiciel la possibilité de sélectionner les équations les plus représentatives de la distribution des données expérimentales. Les critères de validation des régresseurs se résument par leur contribution en termes de probabilité associée à la variable de Student (t) et de Fischer (F).

L'estimation de la biomasse se situe dans la perspective de tirer une bonne connaissance de la productivité végétale des arbres voire des écosystèmes forestiers afin de mieux

comprendre leur mode de fonctionnement en vue de leur meilleure gestion [Rondeux, 1999]. En foresterie il existe deux principales méthodes de mesure de biomasse : la méthode directe ou de pesée et la méthode indirecte ou de multiplication qui consiste à multiplier le volume des arbres par leur masse volumique. La méthode directe très pratiquée aux USA dans le but de rationaliser la détermination de la quantité de bois ronds et empilés, présente plusieurs avantages entre autres son procédé simple et rapide menant à une mesure objective de la quantité de matière, sa possibilité d'automatisation des mesures par le moyens des régressions allométriques et enfin, sa détermination directe, contrairement au volume toujours sujet aux irrégularités de forme mais nécessite cependant, un plan de sondage statistiquement acceptable.

Cependant, la méthode indirecte bien que pouvant être rapide si le volume et la masse volumique des bois sont connus d'avance peut devenir fastidieux au cas où il faut estimer le volume des bois et déduire leur masse volumique. Dans le delta du Saloum, des auteurs comme **Doyen** (1985), **Ndour** (2005) et **JICA/JAFTA** (2006) ont eu à faire recours aux techniques de mesure de biomasse pour étudier divers aspects de l'écosystème mangrove. Doyen a utilisé la méthode directe pour déduire la quantité de matière nécessaire pour la production de charbon de bois, de bois de chauffe et de bois d'œuvre en termes d'impact socioéconomique des massifs de mangrove de la RBDS. **Ndour** (2005) a quant à lui fait usage de cette même méthode de pesée pour calculer les taux d'humidité et les coefficients de pondération des bois de mangrove du delta du Saloum.

Cependant, **JICA/JAFTA** (2006) a fait usage de la méthode indirecte ou de multiplication pour estimer la productivité de la mangrove de la RBDS mais aussi leur impact en termes de séquestration au plan d'impact économique. En dépit des nombreuses mesures de biomasse que la mangrove du delta du Saloum a fait objet, les reboisements de mangrove n'ont jamais fait objet ni de mesure de biomasse ni d'étude d'impact en termes de séquestration de carbone atmosphérique et d'adaptation aux effets des changements climatiques. Ainsi, afin d'éviter les mesures de volume et de masse volumique trop fastidieuses et parfois incertaines, dans cette étude la méthode directe a été préférée à la méthode indirecte et se structure comme suit :

- La mesure des paramètres dendrométriques consiste premièrement à marquer sur chaque plants des placettes et à l'aide d'un marqueur indélébile les numéros³ de placette et d'observation de chaque individu inventorié puis à mesurer sa hauteur totale (**HT**), son diamètre à mi hauteur (**DmH**) et son diamètre à la base (**DB**) et ce à l'aide d'un bâton gradué et d'un pied à coulisse.
- La coupe rase consiste à couper le tronc et les racines échasses (si elles existent) des plants ainsi mesurés à la limite du sol. Ils sont ensuite sectionnés en branche feuillage et tronc (fût et racines échasses) en vue d'être pesés.

³ Le numéro **1.1** correspond à la placette numéro 1 individu numéro 1 ; le **2.5** correspond à la placette numéro 2 individu numéro 5 etc.

- La pesée des biomasses s'est faite à l'aide d'une balance électronique de précision ($\pm 1g$) et consiste à peser chaque individu inventorié partie par partie dans l'ordre de feuillage, branche puis tronc.
- Enfin le prélèvement des échantillons consiste pour sa part à prendre dans un sac quelques quantités des parties (feuillage, branche et tronc) des plants déjà pesés. Ces échantillons sont ensuite pesés afin de connaître leur masse à l'état humide, ce qui allait permettre la déduction du taux d'humidité et du coefficient de pondération.

En outre, toutes ces mesures ainsi décrites sont notées sur les fiches d'inventaire en vue des calculs et manipulations au cours du traitement des données. Au niveau du laboratoire les échantillons des troncs, branches et feuillages ont été séchés à l'étuve à $60^{\circ}C$ pendant 72 heures (pour les feuilles), 96 heures pour les branches et 120 heures pour les troncs (fûts et racines échasses). Le choix de ces différents temps de séchage est fait par expérimentation qui consiste à peser quelques échantillons deux fois par jour jusqu'à l'obtention de masse stable. Les échantillons ont permis le calcul des coefficients de pondération⁴ (R_o) des taux d'humidité (H_o) et le carbone séquestré (C) selon les équations suivantes :

Équation 1 : Coefficient de pondération (R_o).

$$R_o = M_o / M_s ;$$

Équation⁵ 2 : Taux d'humidité (H_o).

$$H_o(\%) = [(M_s - M_o) / M_o] \times 100 ;$$

Équation⁶ 3 : Stock de carbone (C).

$$C = m_o \times 0,5 \text{ avec } m_o = m_s \times R_o.$$

L'élaboration d'une régression allométrique vise à modéliser la productivité végétale (capacité de production de matières végétales) d'un peuplement donné de manière à éviter les mêmes mesures nécessaires à sa détermination afin qu'elle soit directement déterminée à partir des facteurs ou paramètres (dendrométriques et/ou environnementaux) qui sont facilement mesurables. **Rondeux** (1999) distingue trois principales méthodes quantitatives mettant en œuvre ces indices à savoir :

⁴ C'est le rapport entre la biomasse sèche M_o et la biomasse saturée M_s de l'échantillon.

⁵ Certains auteurs comme **Rondeux** (1999) ont signalé des taux allant jusqu'à 200% notamment au niveau des feuilles.

⁶ Dans ces équations m_o correspond à la biomasse sèche totale de la plantation exprimée en tonne de matière par hectare le m_s correspond à la biomasse fraîche totale exprimée en tonnes de matière fraîche par hectare alors que le coefficient **0,5** correspond à la proportion de carbone contenu dans une quantité de biomasse sèche donnée (GIEC, 2008).

- Les méthodes dendrométriques directes dont le critère de productivité est la production totale de matières ligneuses ;
- Les méthodes dendrométriques indirectes dont le critère de productivité est défini par une caractéristique dendrométrique étroitement liée à la production totale (en termes de volume ou de biomasse) ;
- Les méthodes combinées dont le critère de productivité résulte de l'association de caractéristiques dendrométriques et de diverses variables du milieu (sol, flore, topographie, climat etc.).

Les deux premières méthodes sont essentiellement de nature dendrométrique et s'adressent spécifiquement au matériel ligneux, elles font intervenir des indices (paramètres) dendrométriques alors que la troisième méthode permet, par contre, d'associer les indices dendrométriques et les facteurs de l'environnement sous la forme d'indices combinés. Ainsi donc, la recherche de régressions allométriques conduit pour la plupart des cas à l'élaboration des tables de productivité (tarif de cubage ou de biomasse selon qu'on s'intéresse au volume ou à la quantité de matière).

L'analyse des données collectées au cours de cette étude et leur traitement ont conduit à l'obtention de ces résultats regroupés en trois grandes parties : l'état des plantations, les régressions allométriques et la séquestration de carbone enfin la dynamique du carbone en rapport avec les plantations. Cette partie de l'étude consiste à présenter ces résultats site par site afin de les discuter.

2. LES RESULTATS DU SITE DE DJIRNDA

2.1. Etat des plantations :

Les plantations de mangrove de Djirnda occupent une tanne à environ 2 km au **SW** du village et s'étendent sur une superficie totale de plus de 1,5 ha. Elles sont constituées de deux espèces de palétuviers : le ***Rhizophora sp*** et l'***Avicennia sp***. Cette étude porte uniquement sur les plantations de ***Rhizophora sp*** qui constituent l'essentiel des plantations du site de Djirnda. La réalisation de la première plantation remonte au début de la deuxième moitié de l'année 2003, puis elle s'est poursuivie par une série de plantations réalisées chaque année à partir du mois d'août. Selon les femmes formatrices des produits halieutiques cette initiative est née d'un projet de l'UICN. Elles ont aussi expliqué que la promotion de l'espèce ***Rhizophora sp*** à la place d'***Avicennia sp*** est due au fait que la réalisation des plantations de ***Rhizophora sp*** n'exigent pas de grands travaux de préparation car il suffit de ramasser les propagules mûres et de les enfoncer dans la vase alors que pour l'***Avicennia sp***, il faut préparer bien avant les pépinières mais en plus de cela les graines se font rares dans la zone et des fois, il faut aller jusqu'aux villages voisins pour en chercher. En outre, elles ont avoué ne pas savoir laquelle des deux techniques de reboisements (écartement 25/25 et 50/50) convient le mieux si bien qu'elles alternent les deux techniques dans une même campagne de reboisement (2003 et 2004) ou alors dans des campagnes différentes (2005, 2006 et 2007).

Au plan des densités, les plantations présentent pour la plupart des cas de bonnes densités (voir le tableau N°2) proches des valeurs théoriques minimales (160.000 pieds/ha pour 25/25 et 40.000 pieds/ha pour 50/50) définies en supposant que 1m² d'une plantation avec un écartement de 25/25 (respectivement 50/50) contient au minimum 16 plants (respectivement 4 plants) s'il n'y pas eu de mortalité. Ces densités témoignent donc d'un faible taux de mortalité doublé d'une bonne dynamique interne qui serait favorisée par un bon taux de régénération naturelle. La plantation de 2004 d'écartement 50/50 va même au delà de la valeur théorique minimale qui est de 40.000 pieds/ha, ce qui témoigne de son bon état survie.

Cependant, la dynamique spatiale est tributaire du climat, des conditions écologiques et des actions anthropiques car, l'accroissement spatial de ces plantations est dû principalement aux travaux de reboisement que font tous les ans les femmes du village.

En outre, la présence dans les plantations des abeilles, crevettes, huîtres et d'un nid d'oiseau ainsi que celle des fleurs et propagules observées sur beaucoup de plantes (voir figures N° 19 à 23) témoigne des bonnes conditions écologiques du site voire du village à abriter les plantations de mangrove.



Figure⁷ 18 : Nid d'oiseau (plantation 2003 50/50).



Figure 19 : Propagules (plantation 2003 25/25).

⁷ Les photos des figures N° 19 à 23 sont prises en août 2008 à Djirnda Par R. Dégué-Nambona et Cheikh Ndiaye. Elles illustrent la taille et le développement des plantations et leur diversité.



Figure 20 : Taille des plants (plantation 2003 25/25).



Figure 21 : Transect/placette (plantation 2006 25/25).



Figure 22 : Taille des plants (plantation 2005 50/50).

Tableau 7 : Récapitulatif des données caractéristiques de l'état des plantations (Site de Djirnda).

Année	Nbre d'ind. mesurés	Ecartement (cm)	DB (cm)	DmH (cm)	HT (m)	Densité (pieds/ha)	Recrus naturels (pieds/ha)	Superficie (ha)
2003 N°1	42	25/25	[0,9 ; 2,7]	[0,4 ; 1]	[0,99 ; 1,90]	140.000	3.333	0,06
2003 N°2	27	50/50	[1,2 ; 2,7]	[0,5 ; 1,5]	[0,75 ; 1,83]	33.750	1.250	0,24
2004 N°1	33	25/25	[1 ; 2,2]	[0,4 ; 1,2]	[0,58 ; 0,90]	110.000	0	0,08
2004 N°2	32	50/50	[0,9 ; 2]	[0,3 ; 1,2]	[0,5 ; 1]	41.250	0	0,28
2005	19	50/50	[1 ; 2]	[0,7 ; 1,3]	[0,51 ; 0,75]	38.000	0	0,33
2006	36	25/25	[0,6 ; 0,8]	[0,2 ; 0,5]	[0,4 ; 0,71]	90.000	0	0,12
2007	N.I. ⁸	50/50	N.I	N.I	N.I	N.I	N.I	0,41
Total								1,62

⁸ N.I : Non inventoriée.

Les valeurs des densités des plantations présentées dans le tableau ci-dessus laissent apercevoir deux classes des plantations selon les types d'écartement (25/25 et 50/50). Les plantations d'écartement 25/25 de 2003 à 2004 présentent de bonnes densités ce qui témoignent de leur bon taux de survie alors que celle de 2006 présente une faible densité (90.000pieds/ha pour une valeur théorique minimale 160.000 pieds/ha) ce qui démontre d'un taux de survie moyen. Cette faiblesse de densité pourrait être expliquée par la qualité de son substrat trop vaseux par rapport aux autres de 2003 et 2004. Cependant les plantations d'écartement 50/50 présentent toutes de bonnes densités ce qui démontrent de leur bonne survie. En outre, au plan de recrues naturelles, seules les plantations réalisées en 2003 présentent des cas de régénération. Cependant, cela ne signifie pas qu'il n'y a pas eu effectivement de régénération au niveau des autres plantations mais c'est la faiblesse de leur fréquence qui est ainsi démontrée.

2.2. Les régressions allométriques :

L'idée de la recherche de régressions allométriques est de voir s'il existe des équations mathématiques pouvant mettre en relation et de façon significative les paramètres dendrométriques dits variables explicatives ou régresseurs, à la productivité végétale dite variable expliquée afin que dorénavant, au lieu de refaire les mêmes mesures de biomasses pour la détermination de la productivité, qu'elle soit directement calculée à l'aide de ces régressions à partir des mesures de certains paramètres (HT, DmH et DB). Cependant, pour faciliter l'interprétation des résultats tout en se prononçant sur la contribution de chaque régresseur aux différents modèles de régression, les régressions linéaires simple et multiple ont été préférées aux autres types de régressions conseillés par divers auteurs entre autre **Rondeux** (1999). C'est ainsi que, pour chaque plantation, le modèle de régression sera présenté, l'analyse de la variation des variances et les résidus obtenus par traitement de données initiales à l'aide du logiciel XLSTAT méthode progressive (step by step) afin de juger de la pertinence des régresseurs et de leurs modèles.

Les équations des modèles mettent en relation la productivité végétale et les régresseurs qui contribuent de manière significative à la régression en termes de probabilité de la variable de Student (t) et de Fischer (F) qui sont leurs estimateurs globaux. Donc, tout régresseur dont la probabilité de la variable de Student ($Pr > t$) ainsi que celle de Fischer ($Pr > F$) dépasse le seuil de 5% est automatiquement mis à l'écart par le logiciel. Ceci signifie qu'au-delà du seuil de 5%, le régresseur ne contribue pas de manière significative à l'explication du modèle par la régression ainsi définie.

Les équations des modèles mettent aussi en relation la somme des contributions des régresseurs retenus et pondérées chacune d'un coefficient, le tout corrigé d'un autre coefficient constant.

L'importance des régresseurs (ici les paramètres dendrométriques) varie d'une plantation à une autre mais aussi d'un type de régression à un autre. L'analyse des caractéristiques des régressions linéaires simples laisse apercevoir en général et dans l'ordre une meilleure contribution de la HT puis du DmH par rapport à celle du DB.

Au plan des régressions relatives à la HT, les plantations de 2003 écartement 25/25 (40 individus inventoriés) et de 2005 écartement 50/50 (17 individus inventoriés) présentent

d'assez bonnes caractéristiques en termes de coefficient de détermination (0,706 en 2003 et 0,668 en 2005), de statistique de Durbin-Watson partout proche de sa valeur normale de deux (1,951 en 2003 et 2,368 en 2005) et de la probabilité de la variable de Fischer très inférieure au seuil de 5%. La statistique de Durbin-Watson (**d**), si elle est proche de sa valeur normale (02) traduit une indépendance de l'ordre d'observation des individus pendant l'inventaire, ce qui signifie que l'ordre d'observation des individus pendant l'inventaire ne joue pas sur les résultats obtenus. La probabilité de la statistique de Fischer (**Pr>F**) traduit quant à elle le degré de liaison des régresseurs au modèle de régression considéré, c'est-à-dire que si elle est inférieure ou égale à son seuil de 5% il y a alors une bonne liaison entre les régresseurs et le modèle.

Cependant, alors que les caractéristiques de la plantation de 2003 (voir les tableaux N° 6 et 7 et les figures N° 26 à 31) écartement 50/50 (27 individus inventoriés) présentent un coefficient de détermination moyen (0,528) et de bonne probabilité de la statistique Fischer (très inférieure au seuil de 5%) et une bonne statistique de Durbin-Watson (2,049), celles des plantations de 2004 écartement 25/25 et 50/50 et de 2006 écartement 25/25 (respectivement 31, 30 et 36 individus inventoriés) présentent de mauvais coefficients de détermination allant de inférieur à très inférieur à la moyenne (0,453 en 2004 écartement 25/25, 0,193 en 2004 écartement 50/50 et 0,014 en 2006) mais de bonnes probabilités de la statistique de Fischer ainsi que de bonnes statistiques de Durbin-Watson proche de sa valeur normale (02) sauf en 2006 où elles sont sorties de leur valeur normale. En somme, la HT apparaît en général comme un assez bon régresseur malgré la faiblesse des coefficients de détermination observée en 2004 et 2006.

Tableau 8: Récapitulatif des caractéristiques des régressions relatives à la HT (Djirnda).

Année	Régresseur	Pr Stat de Fischer	Stat de Durbin-Watson	Coef. de dét. (R ²)
2003 (25/25)	HT	0,0001	1,951	0,706
2003 (50/50)	HT	0,0001	2,049	0,528
2004 (25/25)	HT	0,0001	2,304	0,453
2004 (50/50)	HT	0,012	2,286	0,193
2005	HT	0,0001	2,368	0,668
2006	HT	0,485	1,411	0,014

Tableau 9 : Récapitulatif des équations des régressions relatives à la HT (Djirnda).

Année	Equations des modèles
2003 (25/25)	Biom sèche(kg) = -0,750 + 0,656*HT (m)
2003 (50/50)	Biom sèche (kg) = -0,356 + 0,640*HT (m)
2004 (25/25)	Biom sèche (kg) = -0,129 + 0,290*HT (m)
2004 (50/50)	Biom sèche (kg) = -7,801E-02 + 0,296*HT (m)
2005	Biom sèche (kg) = -0,162 + 0,386*HT (m)
2006	Biom sèche (kg) = 1,179E-02 + 1,507E-02*HT (m)

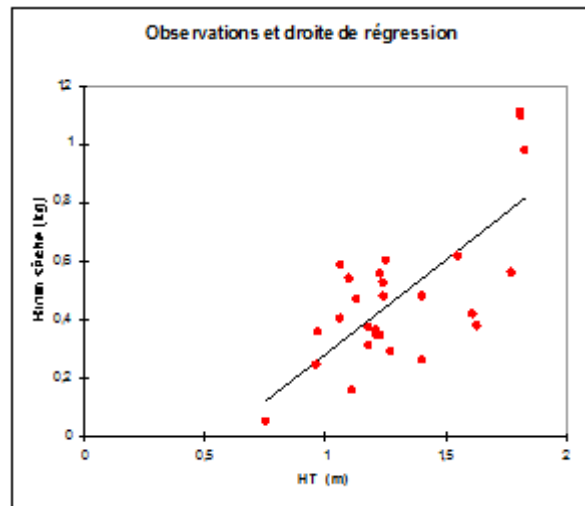
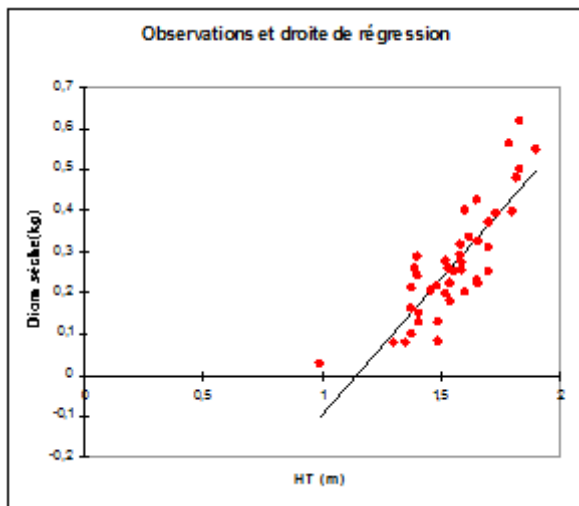


Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2003 écartement 25/25.

Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2003 écartement 50/50.

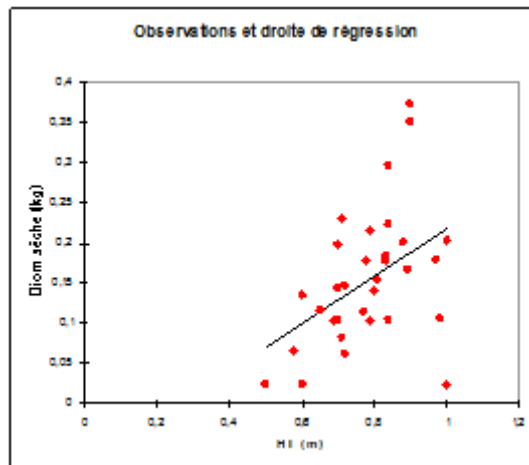
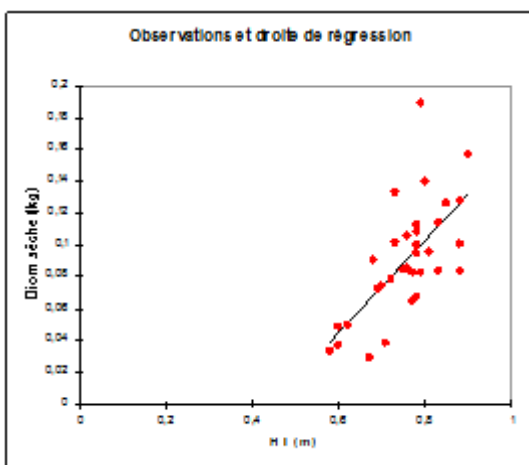


Figure : Nuage de point et droite de régression de la plantation 2004 écartement 25/25.

Figure: Nuage de points et droite de régression de la plantation 2004 écartement 50/50.

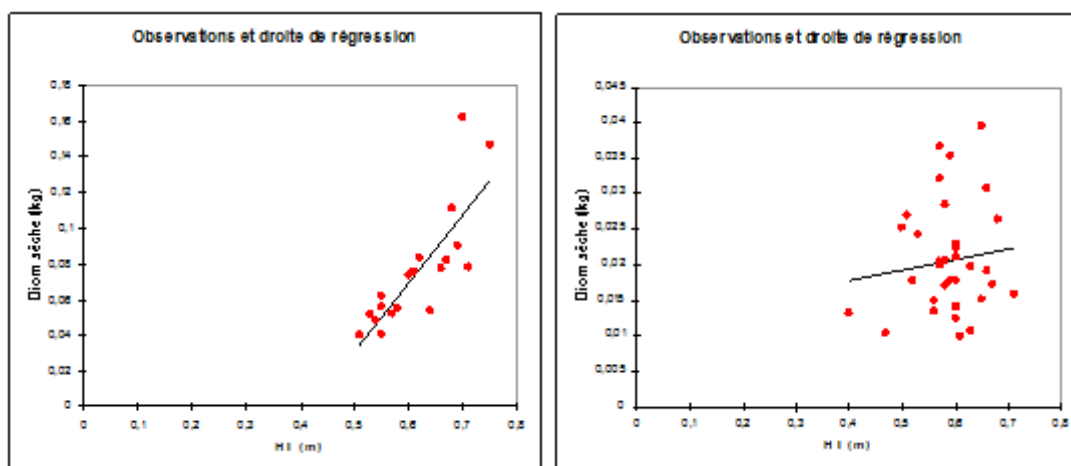


Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2005 écartement 50/50.

Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2006 écartement 25/25.

Au plan des régressions relatives au DmH (voir les tableaux N° 8 et 9), les plantations de 2003 écartement 25/25 et 2005 écartement 50/50 présentent des coefficients de détermination moyens (0.64 en 2003 et 0.63) pour de bonnes probabilités de la statistique de Fischer (très inférieure au seuil de 5%) et de bonnes statistiques de Durbin-Watson (1.91 en 2003 et 2.13 en 2005). Cependant, les autres plantations présentent des coefficients de détermination allant de faible à très faible (0.29 en 2003 écartement 50/50, 0.04 et 0.07 en 2004 écartement 25/25 et 50/50 et 0.30 en 2006 écartement 25/25) pour de bonnes probabilités de la statistique de Fischer en 2003 écartement 50/50 et en 2006 écartement 25/25 ainsi que de bonnes statistiques de Durbin-Watson. Le DmH apparaît comme un mauvais régresseur en raison de sa faible contribution en termes de coefficient de détermination, ce qui ne favorise pas l'explication des observations par les modèles ainsi définis. En outre, la faiblesse des DmH et le degré de précision des instruments de mesure utilisés ont fait que, les nuages de points présentent des répartitions verticalement superposées en classes de même DmH, ce qui ne favorise pas beaucoup l'interprétation des observations (voir les figures N° 32 à 37).

Tableau 10 : Récapitulatif des caractéristiques des régressions relatives au DmH (Djirnda).

Année	Régresseur	Pr Stat de Fischer	Stat de Durbin Watson	Coef. de dét. (R^2)
2003 (25/25)	DmH	0,0001	1,912	0,637
2003 (50/50)	DmH	0,003	1,716	0,295
2004 (25/25)	DmH	0,237	2,165	0,045
2004 (50/50)	DmH	0,144	1,896	0,070
2005	DmH	0,0001	2,123	0,631
2006	DmH	0,001	1,691	0,298

Tableau 11 : Récapitulatif des équations des régressions relatives au DmH (Djirnda).

Année	Equations des modèles
2003 (25/25)	Biom. sèche (kg) = -0,190 + 0,673*DmH (cm)
2003 (50/50)	Biom. sèche (kg) = -1,810E-02 + 0,521*DmH (cm)
2004 (25/25)	Biom. sèche (kg) = 6,041E-02 + 3,976E-02*DmH (cm)
2004 (50/50)	Biom. sèche (kg) = 6,819E-02 + 5,545E-02*DB (cm)
2005	Biom. sèche (kg) = -6,684E-02 + 0,163*DmH (cm)
2006	Biom. sèche (kg) = -1,420E-03 + 6,063E-02*DmH (cm)

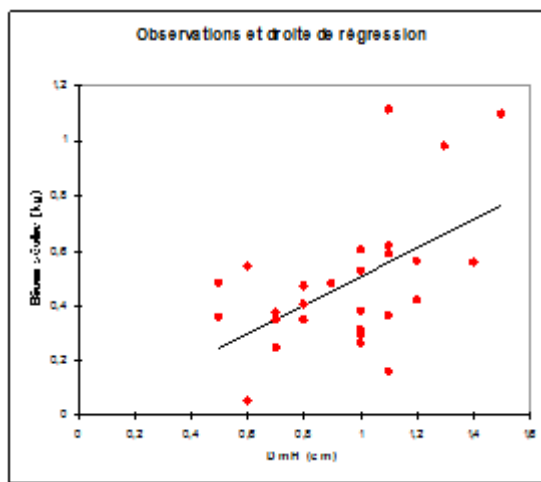
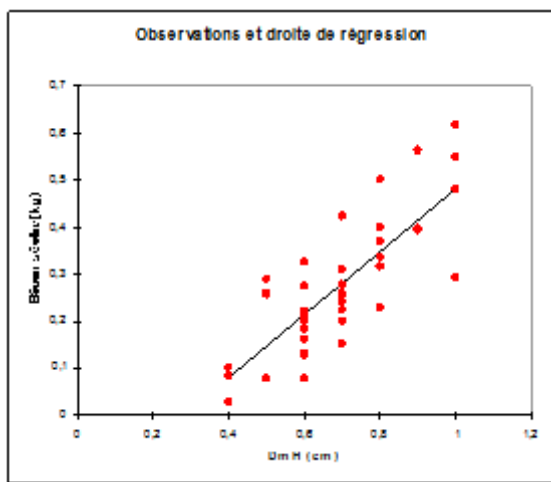


Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2003 écartement 25/25.

Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2003 écartement 50/50.

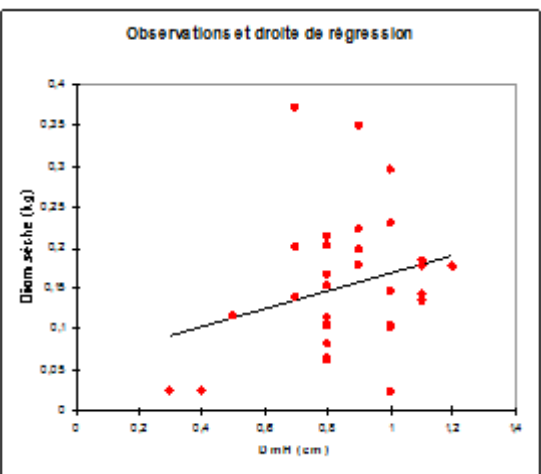
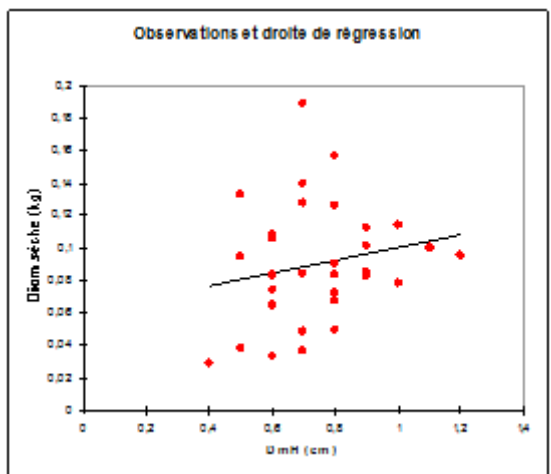


Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2004 écartement 25/25.

Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2004 écartement 50/50.

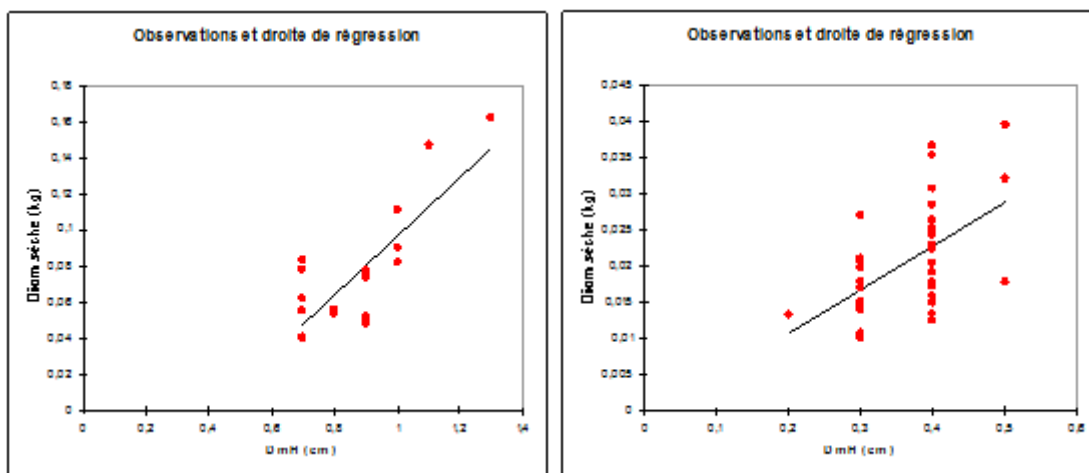


Figure : Nuage de point et droite de régression de la plantation 2005 écartement 50/50.

Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2006 écartement 25/25.

Enfin, au plan des régressions relatives au DB (voir les tableaux N° 10 et 11), toutes les plantations présentent de faible à très faible coefficients de détermination pour des statistiques de Fischer supérieures à la valeur seuil de 5% sauf au niveau des plantations de 2004 écartement 25/25 et 2005 écartement 50/50 où elles sont au-dessous de la valeur seuil de 5%. Cependant, les statistiques de Durbin-Watson sont partout appréciables et proches de la valeur normale sauf en 2003 écartement 50/50 et 2006 écartement 25/25. Les caractéristiques des régressions laissent constater que le DB ne constitue pas un bon régresseur de par ses coefficients de détermination partout très faible mais aussi par ses probabilités de la statistique de Fischer très supérieures et traduisant sa non liaison aux modèles définis. Aussi, pareille pour le DmH, l'existence des classes de même DB a fait que les nuages de points présentent des observations verticalement superposées comme le montrent les figures N° 38 à 43.

Tableau 12 : Récapitulatif des caractéristiques des régressions relatives au DB (Djirnda).

Année	Régresseur	Pr Stat de Fischer	Stat de Durbin Watson	Coef. de dét. (R^2)
2003 (25/25)	DB	0,575	1,855	0,008
2003 (50/50)	DB	0,071	1,360	0,124
2004 (25/25)	DB	0,004	1,956	0,237
2004 (50/50)	DB	0,313	1,862	0,034
2005	DB	0,035	1,417	0,237
2006	DB	0,570	1,467	0,010

Tableau 13 : Récapitulatif des équations des régressions relatives au DB (Djirnda).

Année	Equations des modèles
2003 (25/25)	Biom sèche (kg) = 0,220 + 3,553E-02*DB (cm)
2003 (50/50)	Biom sèche (kg) = -6,614E-02 + 0,288*DB (cm)
2004 (25/25)	Biom sèche (kg) = 0,164 -0,051*DB (cm)
2004 (50/50)	Biom sèche (kg) = 6,819E-02 + 5,545E-02*DB (cm)
2005	Biom sèche (kg) = -3,505E-02 + 7,916E-02*DB (cm)
2006	Biom sèche (kg) = 1,451E-02 + 9,119E-03*DB (cm)

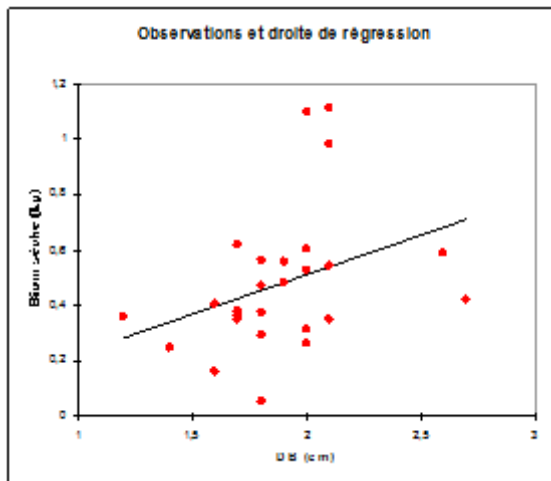
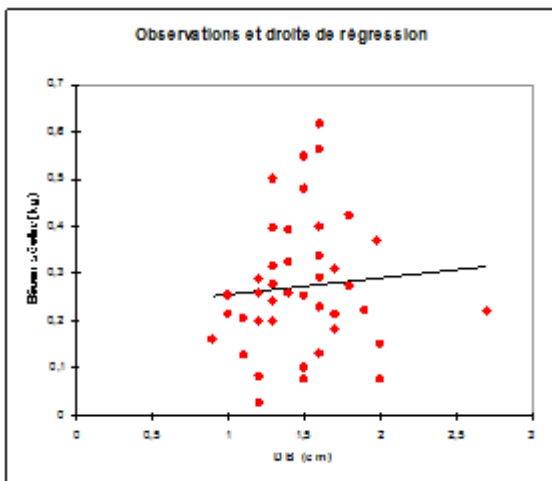


Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2003 écartement 25/25.
 Figure: Nuage de points et droite de régression de la plantation 2003 écartement 50/50.

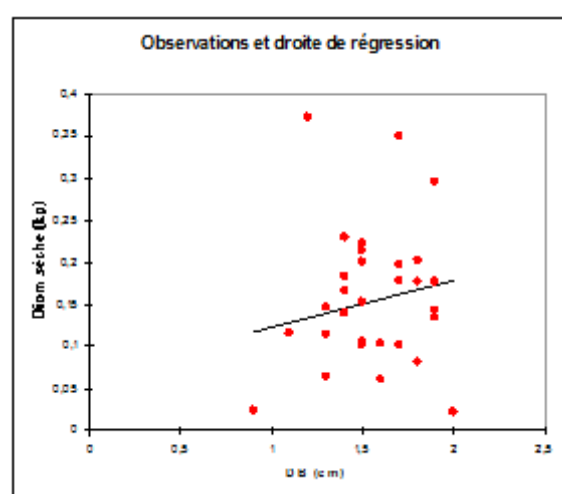
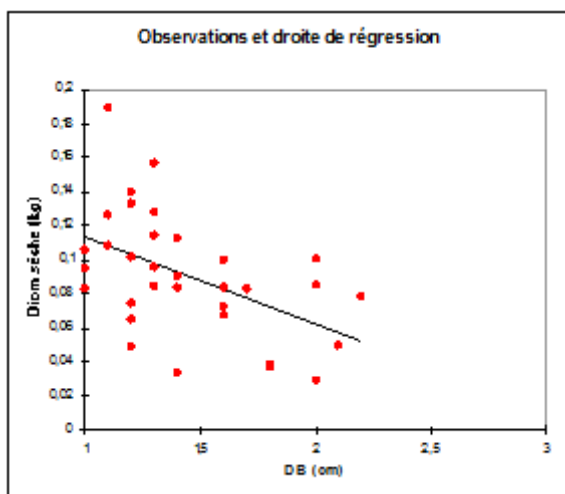


Figure : Nuage de points et droite de régression⁹ de la plantation 2004 écartement 25/25.

Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2004 écartement 50/50.

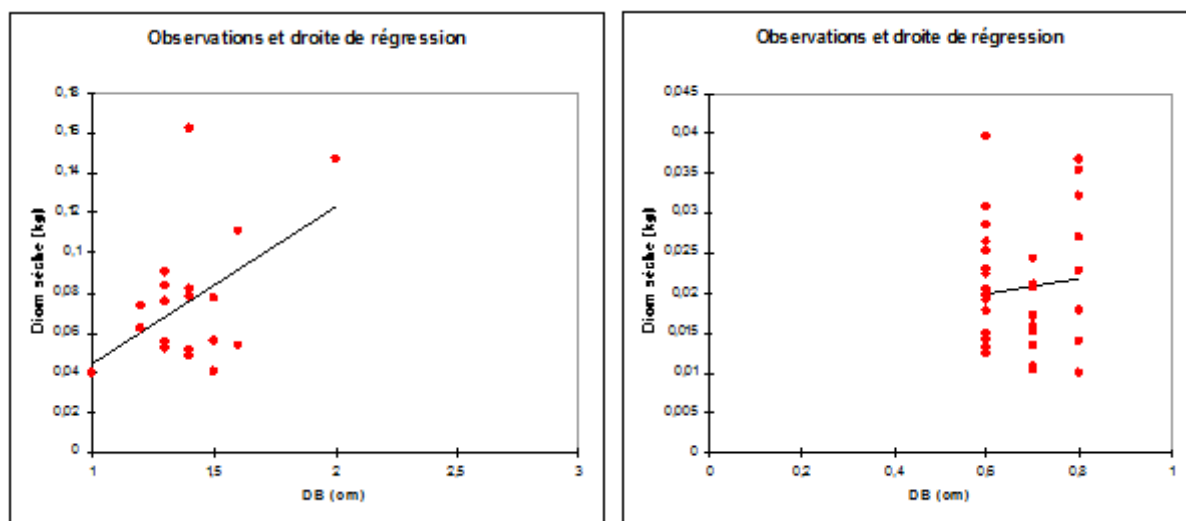


Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2005 écartement 50/50.

Figure : Nuage de points et droite de régression de la plantation 2006 écartement 25/25.

L'analyse des régressions multiples (voir les tableaux N° 12 13) laisse apercevoir de bonnes caractéristiques par rapport aux régressions linéaires simples, ce qui s'explique par le fait que les régressions multiples cumulent la contribution de tous les paramètres dendrométriques alors que les régressions simples ne se contentent que de celle de leur paramètre dendrométrique considéré.

Les plantations de 2003 écartement 25/25 et de 2005 écartement 50/50 présentent de très bon coefficient de détermination partout supérieur à 0,70 pour de très bonnes probabilités de la statistique de Fischer très inférieures au seuil de 5% et de bonnes statistiques de Durbin-Watson partout proches de la valeur normale (02), ce qui témoigne d'une bonne contribution des régresseurs aux modèles mais aussi de l'indépendance de leurs observations.

Les plantations de 2003 écartement 50/50 et 2004 écartement 25/25 présentent d'assez bons coefficients de détermination supérieurs à 0,50 pour de bonnes probabilités de la statistique de Fischer inférieures au seuil de 5% ainsi que de bonnes statistiques de Durbin-Watson proches de la valeur normale (02). Cependant, seules les plantations de 2004 écartement 50/50 et 2006 écartement 25/25 présentent de faibles coefficients de détermination inférieurs à 0,50 pour une bonne probabilité de la statistique de Fischer inférieure au seuil de 5% en 2006 alors qu'elle dépasse ce dit seuil en 2004 ce qui traduit la non liaison des régresseurs au modèle ainsi défini. Cependant leur statistique de Durbin-Watson proche de la valeur normale (02) traduit une indépendance entre les observations des individus lors de l'inventaire. Les régressions linéaires multiples par leur particularité à combiner la contribution de tous les régresseurs utilisés et leurs caractéristiques partout

⁹ La tendance régressive de la variation de biomasse par rapport aux DB n'est pas normale, elle témoigne d'un certain nombre d'anomalies. Elle pourrait avoir pour cause des erreurs de mesure des DB, de la pesée des échantillons ou bien leur séchage.

généralement bonnes constituent le meilleur type de régression applicable à notre étude car expliquant de manière significative la productivité végétale au niveau du site de Djirnda.

Tableau 14 : récapitulatif des régressions allométriques multiples (Djirnda).

Année	Equations des modèles
2003 (25/25)	Biom sèche(kg) = -0,585 + 0,329*DmH (cm) -3,847E-02*DB (cm) + 0,441*HT (m)
2003 (50/50)	Biom sèche (kg) = -0,498 + 5,671E-02*DmH (cm) + 9,377E-02*DB (cm) + 0,572*HT (m)
2004 (25/25)	Biom sèche (kg) = -4,138E-02 + 0,035*DmH (cm) -4,398E-02*DB (cm) + 0,222*HT (m)
2004 (50/50)	Biom sèche (kg) = -8,302E-02 + 0,128*DmH (cm) -6,896E-02*DB (cm) + 0,298*HT (m)
2005	Biom sèche (kg) = -0,170 + 0,100*DmH (cm) -3,289E-03*DB (cm) + 0,259*HT (m)
2006	Biom sèche (kg) = -6,629E-03 + 6,210E-02*DmH (cm) + 1,075E-02*DB (cm) -4,341E-03*HT (m)

Tableau 15 : Récapitulatif des caractéristiques des régressions multiples (Djirnda).

Année	Régresseurs	Pr Stat de Fischer	Stat de Durbin Watson	Coef. de dét. (R ²)
2003 (25/25)	DmH DB et HT	0,0001	1,820	0,778
2003 (50/50)	DmH DB et HT	0,0003	1,973	0,544
2004 (25/25)	DmH DB et HT	0,0001	2,231	0,593
2004 (50/50)	DmH DB et HT	0,057	2,400	0,232
2005	DmH DB et HT	0,0001	3,071	0,825
2006	DmH DB et HT	0,0001	1,703	0,312

En outre, les résidus centrés réduits obtenus en divisant les résidus centrés par l'écart type résiduel et toujours théoriquement de moyenne nulle, permettent de mettre en évidence d'éventuelles anomalies existant dans les données initiales. **Dangélie** (1992) a attesté que pour une distribution normale ou approximativement normale les résidus centrés réduits inférieurs à -3 ou -2 ou supérieurs à +2 ou +3 traduisent une éventuelle anomalie au niveau des données initiales nécessaire à découvrir. Ainsi, l'observation de divers résidus centrés réduits ci-dessous (voir les figures N° 44 à 49) laisse apercevoir quelques anomalies en 2003 écartement 25/25 (29^{ème} individu), en 2004 écartement 25/25 (21^{ème} individu) et en 2004 écartement 50/50 (2^{ème} 6^{ème} et 22^{ème} individus), pouvant être attribuées aux erreurs de mesures dues à l'inadvertance de l'opérateur qui à la charge des mesures.

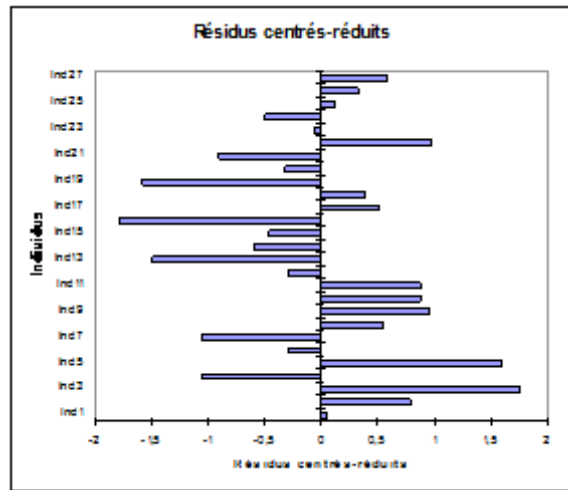
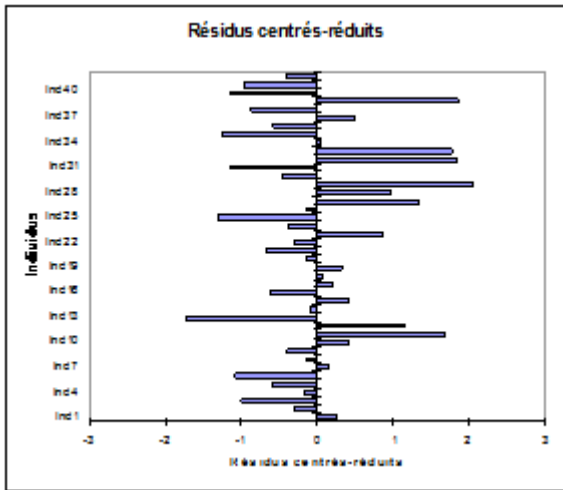


Figure : Résidus centrés réduits de la plantation 2003 écartement 25/25. Figure : Résidus centrés réduits de la plantation 2003 écartement 50/50.

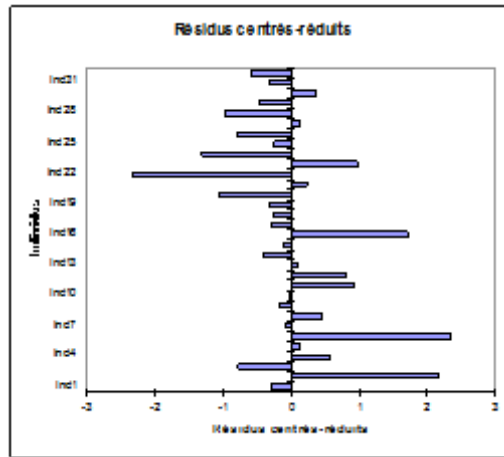
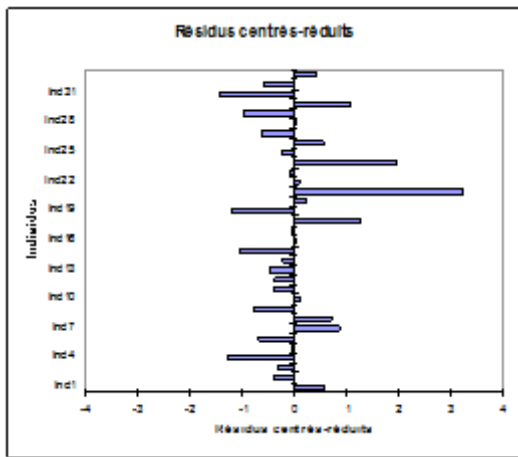


Figure: Résidus centrés réduits de la plantation 2004 écartement 25/25. Figure : Résidus centrés réduits de la plantation 2004 écartement 50/50.

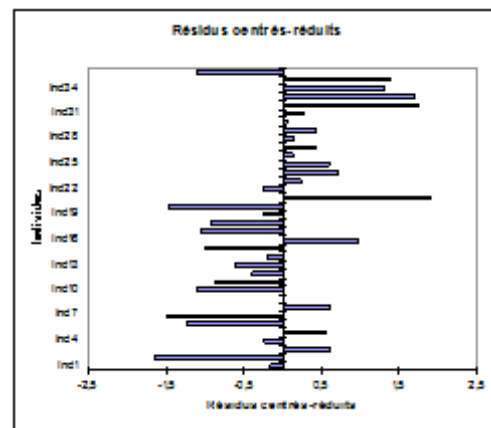
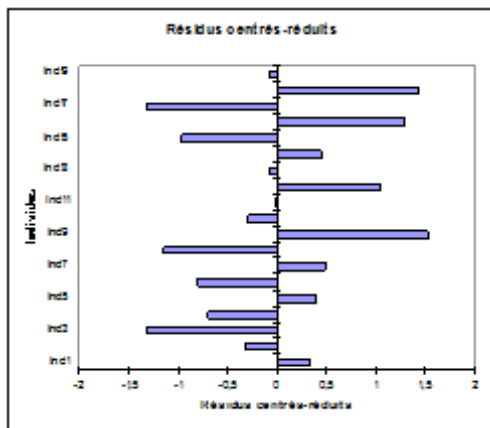


Figure : Résidus centrés réduits de la plantation 2005 écartement 50/50. Figure : Résidus centrés réduits de la plantation 2006 écartement 25/25.

2.3. Biomasses et Stocks de Carbone :

La capacité des mangroves à se développer dans des milieux difficiles avec des conditions écologiques et phytosociologiques (compétition entre les espèces à cause de la forte densité) particulières, serait à l'origine de leur forte productivité végétale qui témoigne de leur grande capacité à fixer le carbone atmosphérique à travers la photosynthèse.

Les résultats de cette étude ne portent que sur les plantations de 2003 jusqu'à 2006, celle de 2007 n'a pas été inventoriée en raison de leur jeune âge.

Cependant, en dehors des séquestrations à l'hectare, les séquestrations nettes par plantation ne dépassent pas deux (02) tonnes de carbone (1.936 tonnes en 2003 N°2) avec un total cumulé de 4,968 tonnes. Cette faiblesse de séquestration totale par plantation est due à la faible superficie des plantations (superficie totale de 1,21 ha exceptée celle de 2007). L'écart assez considérable entre la séquestration de la plantation de 2003 écartement 25/25, plus de trois fois supérieure à celle de 2004 pourrait être expliqué par leur différence d'âge mais aussi la variabilité du substrat voire du micro climat au niveau du site (voir tableau N° 3 ci-dessous).

Tableau 16 : Tableau de biomasse et de stocks de carbone (Djirnda).

Année	Biomasses fraîches (t/ha)	Biomasses sèches (t/ha)	C séquestré (t/ha) C=Biomasse sèche×0,5	C tot. Séquestré/plantation (t)
2003 N°1	71,386	38,187	19,094	1,146
2003 N°2	30,432	16,136	8,068	1,936
2004 N°1	21,426	9,943	4,971	0,400
2004 N°2	12,350	6,137	3,070	0,900
2005	6,460	2,488	1,244	0,475
2006	4,425	1,856	0,928	0,111
Total				4,968

L'analyse de la productivité nette des plantations montre qu'elle évolue avec l'âge et selon le type des plantations (écartement de 25/25 ou de 50/50). Elle est moins significative entre deux (02) à quatre (04) ans mais acquiert très vite un niveau significatif à partir de quatre (04) à cinq (05) ans. Pour la période de 2003 à 2004 elle est de 28,244 t/ha/an au niveau des plantations de 25/25 et de 9,999 t/ha/an pour celles de 50/50 alors qu'elle n'est que de 4,043 t/ha/an et de 3,649 t/ha/an pour les plantations de 25/25 et de 50/50 entre les périodes de 2004 à 2006. Les plantations du type 25/25 possèdent donc une bonne capacité de production de matière végétale comparativement à celles de 50/50, ceci peut s'expliquer par leur différence de densité car avec un écartement de 25/25 il y a plus de plantes à l'hectare qu'avec un écartement de 50/50.

L'analyse du taux d'humidité montre qu'il varie d'une partie des plantes à une autre (voir le tableau N° 4 ci-dessous), ainsi les feuilles présentent en général de fort taux d'humidité par rapport aux branches et aux troncs. La forte teneur en eau des feuilles fait que malgré leur biomasse à l'état humide, elles possèdent des coefficients de pondération très faibles ce qui réduit considérablement leur biomasse sèche et par conséquent leur taux de séquestration de carbone. Les plantations de Djirnda malgré leur jeune âge (3,5 ans en moyenne) et leur faible superficie totale d'environ 1,21 ha (sans celle de 2007) séquestrent en totale 4,968 tonnes de carbone, ce qui devrait s'accroître de façon exponentielle avec l'âge jusqu'à un certain niveau de maturité.

Tableau 17 : taux d'humidité moyen, coefficient de pondération moyen par parties des plantes (Djirnda).

Année	Taux d'humidité moy. par partie des plantes H _o (%)			Coefficient de pondération moy./partie des plantes.		
	feuillages	Branches	Troncs	Feuillages	Branches	Troncs
2003 N°1	157,679	73,941	91,634	0,4	0,586	0,559
2003 N°2	140,135	60,152	76,572	0,42	0,632	0,572
2004 N°1	163,037	93,167	108,403	0,386	0,541	0,489
2004 N°2	154,088	80,476	93,005	0,403	0,568	0,528
2005	150,117	131,090	117,021	0,404	0,449	0,469
2006	173,809	100	137,912	0,396	0,5	0,432

L'analyse de la variation des séquestrations en fonction de l'âge et du type de reboisement (25/25 et 50/50) révèle que les séquestrations varient de manière exponentielle avec l'âge et ce avec un coefficient de détermination (R^2) de 1. Ceci justifie la thèse de croissance exponentielle des jeunes organismes énoncée par certains auteurs à l'exemple de **Dagnelie** (1992). Cependant, le faible nombre des observations à savoir trois classes d'âge (2003, 2004 et 2006 pour les reboisements de 25/25 et 2003, 2004 2005 pour les reboisements de 50/50) a fait que l'élaboration d'un modèle allométrique en fonction de l'âge ne serait pas nécessaire.

Ainsi, en termes de séquestration par partie des plantes, les troncs constituent le principal réservoir de carbone car ils séquestrent plus que les branches et les feuilles confondues (voir tableau N° 5). La faiblesse de biomasses des branches est due au jeune âge des plantations mais, avec le temps leurs sujets développeront davantage de branches et donc séquestreront aussi davantage de carbone atmosphérique.

En outre, l'analyse des séquestrations par hectare et par âge révèle une variation croissante de la séquestration en fonction de l'âge et selon le type de reboisement (50/50 ou 25/25). Ainsi pour les plantations d'écartement 25/25 la séquestration varie de 0,464 t/ha/an à deux ans (2006) à 1,243 t/ha/an à quatre ans (2004) pour atteindre 3,819 t/ha/an à cinq ans (2003). Cependant, pour les plantations d'écartement 50/50 elle varie de 0,415 t/ha/an à trois ans (2005) à 0,767 t/ha/an à quatre ans (2004) pour finir à 1,614 t/ha/an à cinq ans (2003).

Tableau 18 : Récapitulatif des stocks de carbone par partie des plantes (Djirnda).

ANNEES	FEUILLES t de carbone/ha	BRANCHES t de carbone/ha	FUTS t de carbone/ha
2003 N° 1	3,686	2,760	12,649
2003 N°2	2,103	1,493	4,472
2004 N°1	1,396	0,791	2,786
2004 N°2	0,965	0,535	1,569
2005	0,616	0,202	0,621
2006	0,443	0,009	0,477

2.4. Dynamique du carbone des plantations :

La dynamique du carbone des plantations de Djirnda part d'un scénario de production de biomasse nulle à celui d'une grande productivité de matière végétale et par conséquent d'une grande capacité de séquestration de carbone atmosphérique. Cependant, la dynamique du carbone des plantations de Djirnda est tributaire de leur productivité végétale, de leur âge, de leur superficie et des conditions du milieu. L'analyse de la variation des séquestrations de carbone des plantations de Djirnda révèle qu'elle évolue de manière exponentielle avec l'âge et cela, avec des prévisions d'une séquestration totale de 1,420^E13 tonnes pour l'ensemble des plantations d'écartement 25/25, contre une séquestration totale de 8,293^E09 tonnes au niveau des plantations d'écartement 50/50 à trente (30) ans d'âge.

En outre, l'engouement des femmes de Djirnda à poursuivre les campagnes de reboisement jusqu'au remplissage totale des tannes humides de la zone présage d'un bon avenir pour la séquestration de carbone qui contribuerait pour sa part à la réduction du réchauffement climatique. En plus, le degré d'organisation des populations de Djirnda notamment celle des femmes réunies dans l'AFTRM et leur grande dépendance des ressources halieutiques et des produits de mangrove apparaîtrait comme des critères de prédisposition du village à accueillir des projets MDP. Ces critères de prédisposition des populations de Djirnda à accueillir les projets MDP ne sont pas contraires aux deux principales conditions d'éligibilité définies par UNFCCC à savoir : la réduction des GES par rapport au scénario de base et l'éligibilité du pays hôte (le Sénégal) comme pays en développement ayant ratifié la convention.

3. LES RESULTATS DU SITE DE SANGHAKO

3.1. Etat des plantations :

Les plantations de Sanghako sont localisées à environ 1km au **SW** du village dans une tanne et s'étendent sur une superficie totale de 0,14 ha. Elles sont constituées d'une seule espèce de palétuviers : le *Rhizophora sp.* Leur réalisation remonte à 1999 et 2000 dans le cadre d'un projet de l'UICN de formation et renforcement de capacité des populations locales en ostréiculture et en apiculture. Ces plantations correspondent à la première campagne de

reboisement de mangrove de l'UICN dans la RBDS et sont marquées par un manque de technicité en termes du choix des propagules et des types de substrats favorables au développement de la mangrove, mais aussi le choix de la période favorable à la réalisation des reboisements.

Au plan de survie, les reliques de plants morts trouvés un peu partout dans les plantations surtout dans celle de 2000 témoignent d'une mortalité considérable. Les densités (voir tableau N° 15) varient de faible à très faible avec des valeurs (23.333 pieds/ha en 1999 et 6.000 pieds/ha en 2000) très en dessous de la densité théorique minimale d'une plantation réalisée avec un écartement de 50/50 qui est de 40.000 pieds/ha. Cette densité théorique est tirée de l'extrapolation à l'hectare de l'hypothèse qu'une placette de 1m² dans une plantation d'écartement 50/50 contient au minimum quatre (04) plants s'il n'y a pas eu de mortalité. Cette faible densité s'expliquerait par une imbrication des causes de la mortalité comme la faible régénération naturelle, l'attaque des crabes, des insectes et la péjoration climatique. La dynamique spatiale est pour sa part régressive car en plus de la mortalité non négligeable, aucune action visant à poursuivre le reboisement ne s'était entreprise dans le village jusqu'à ce jour.

Cependant, quelques caractéristiques symboliques d'une bonne adaptation aux conditions du milieu sont notées au niveau de la plantation de 1999 entre autres la présence des ruches d'abeilles, des fleurs, propagules et racines échasses ainsi que la haute taille (HT moyenne supérieure à 2.42 m) des sujets. Ceci témoignerait d'une certaine adaptation de la plantation aux conditions de la station malgré l'effet néfaste du déficit hydrique que connaît la zone depuis quelques décennies.

Le taux d'humidité (voir le tableau N° 14) varie d'une partie des plantes à une autre, elle est plus élevée au niveau des feuilles mais n'atteignant pas 200% avec des moyennes de 131.86% pour la plantation de 1999 et de 70.85% pour celle de 2000. Au niveau des branches, les taux d'humidité tournent autour d'une moyenne de 66.75% (1999) et de 52.74% (2000) pas très loin de celle des troncs (fûts et racines échasses) qui est de 64.34% (1999) et de 53.27% (2000). Cependant, les coefficients de pondération (voir tableau N° 14 ci-dessous) varient inversement aux taux d'humidité, ils sont plus faibles au niveau des feuilles que des branches et troncs (fûts et racines échasses). En outre, la proportionnalité entre la biomasse fraîche et la biomasse sèche a fait que les parties des plantes à fort taux d'humidité présentent de faible biomasse sèche et donc séquestrent moins à l'exemple des feuilles.

Tableau 19 : taux d'humidité moyen et coefficient de pondération moyen (Sanghako).

Année	Taux d'humidité moy. par partie des plantes H _o (%)			Coefficient de pondération moy./partie des plantes.		
	feuillages	Branches	Troncs	Feuillages	Branches	Troncs
1999	131,859	66,752	64,340	0,433	0,615	0,615
2000	118,095	90,278	88,782	0,307	0,523	0,534



Figure 23 : Ligne de transect (plantation 2000).



Figure 24 : Ligne de transect (plantation 1999).

Tableau 20 : Récapitulatif des données caractéristiques de l'état des plantations (Sanghako).

Année	Nbre ind. observés	Ecartement (cm)	DB (cm)	DmH (cm)	HT (m)	Densité (pieds/ha)	Recrus naturels	Superficie (ha)
1999	07	N.I. ¹⁰	[0,2 ; 2,8]	[1,1 ; 1,7]	[2,18 ; 2,64]	23.333	0	0,12
2000	03	N.I	[1,2 ; 2,6]	[0,9 ; 1,8]	[1,22 ; 1,73]	6.000	0	0,02
Total								0,14

3.2. Les régressions allométriques :

La dégradation des plantations et la présence des trois ruches d'abeilles disposées dans les plantations de Sanghako ont fait que le nombre d'individus prélevés (07 en 1999 et 03 en 2000) au cours de cette étude est très limité, ce qui compromet l'utilisation de la régression linéaire multiple au niveau de la plantation de 2000 qui nécessite un nombre de prélèvement supérieur au double de l'effectif des régresseurs.

Les équations des modèles mettent en relation la productivité végétale (biomasse sèche) avec les paramètres dendrométriques les plus significatifs par méthode progressive, c'est-à-dire que seuls les paramètres dendrométriques dont la probabilité de la variable de Student ($Pr > t$) et de Fischer ($Pr > F$) n'atteignant pas le seuil de 5% sont conservés dans l'équation du modèle.

Dans les développements suivants seront présentés pour chaque plantation les équations des modèles, l'analyse du tableau de variances, les résidus et la statistique de Durbin-Watson (d) afin de juger de la pertinence des régresseurs utilisés.

¹⁰ N.I : Non inventorié.

Au plan de régression linéaire simple, la plantation de 1999 ne présente pas de bonnes caractéristiques de régression en fonction de ses paramètres dendrométriques (DB, DmH et HT). Les coefficients de détermination (R^2) varient de faible à très faible voire nul (voir les tableaux N° 18 et 19) selon le type de régresseur (paramètre dendrométrique) considéré. Ainsi, alors que pour le DB dont le coefficient de détermination de 0,371 traduit l'incapacité du modèle à expliquer ne fut ce que la moitié des observations, ceux des autres régresseurs (DmH et HT) variant de 0,008 à 0,000 ne pouvant apporter d'explication aux modèles ainsi définis. En outre, la statistique de Durbin-Watson pour chacun des régresseurs loin de la valeur normale de deux (02) traduit une certaine dépendance entre les observations (voir les tableaux N° 18 et 19). Enfin, la probabilité de la statistique de Fischer au niveau de chacune des régressions est très au-dessus de la valeur seuil de 5% ce qui traduit un manque de liaison entre le régresseur considéré et la productivité végétale.

Cependant, au niveau de la plantation de 2000 le coefficient de détermination est supérieur à 0,80 pour les régresseurs tels que le DmH et DB mais peu supérieur à 0,50 pour la HT ce qui traduit une bonne explication des observations par les modèles. En outre, en termes de statistique de Durbin-Watson (d) seule la régression avec la HT traduit une indépendance entre ses observations avec une valeur proche de la valeur normale de deux (02). Enfin, la probabilité de la statistique de Fischer partout très supérieurs à sa valeur seuil de 5% laisse apercevoir un manque de liaison entre le régresseur considéré et son modèle.

Tableau 21 : Récapitulatif des équations des modèles linéaires simples (Sanghako).

Année	Equations des modèles
1999	Biom sèche (kg) = $-0,585 + 0,329 \cdot \text{DmH (cm)} - 3,847 \cdot 10^{-2} \cdot \text{DB (cm)} + 0,441 \cdot \text{HT (m)}$
	Biom sèche (kg) = $-0,498 + 5,671 \cdot 10^{-2} \cdot \text{DmH (cm)} + 9,377 \cdot 10^{-2} \cdot \text{DB (cm)} + 0,572 \cdot \text{HT (m)}$
	Biom sèche (kg) = $-4,138 \cdot 10^{-2} + 0,035 \cdot \text{DmH (cm)} - 4,398 \cdot 10^{-2} \cdot \text{DB (cm)} + 0,222 \cdot \text{HT (m)}$
2000	Biom sèche (kg) = $-8,302 \cdot 10^{-2} + 0,128 \cdot \text{DmH (cm)} - 6,896 \cdot 10^{-2} \cdot \text{DB (cm)} + 0,298 \cdot \text{HT (m)}$
	Biom sèche (kg) = $-0,170 + 0,100 \cdot \text{DmH (cm)} - 3,289 \cdot 10^{-3} \cdot \text{DB (cm)} + 0,259 \cdot \text{HT (m)}$
	Biom sèche (kg) = $-6,629 \cdot 10^{-3} + 6,210 \cdot 10^{-2} \cdot \text{DmH (cm)} + 1,075 \cdot 10^{-2} \cdot \text{DB (cm)} - 4,341 \cdot 10^{-3} \cdot \text{HT (m)}$

Tableau 22 : Caractéristiques des régressions linéaires simples (Sanghako).

Année	Régresseurs	Pr Stat de Fischer	Stat de Durbin Watson	Coef. de dét. (R^2)
1999	DB	0,147	1,372	0,371
	DmH	0,973	0,859	0,000
	HT	0,852	0,844	0,008
2000	DmH	0,267	1,393	0,834
	DB	0,256	1,365	0,847
	HT	0,484	2,028	0,526

Au plan de régression linéaire multiple et au niveau de la plantation de 1999 l'équation de régression (voir tableau N° 20) met en relation la biomasse sèche avec tous les paramètres dendrométriques (HT, DmH et DB), cela montre que tous les paramètres dendrométriques contribuent de manière significative au modèle de la régression. L'équation explique aussi que la séquestration du carbone au niveau de la plantation de 1999 est la somme des contributions des différents paramètres dendrométriques toutes pondérées chacune d'un certain coefficient de pondération (+2.26 pour DmH, -0.78 pour DB et -0.35 pour la HT) et corrigées d'un facteur constant de 2.26.

L'analyse du tableau des variances (voir tableau N° 21) révèle une statistique de Fischer (F) avec une probabilité associée supérieure à 5%, ce qui justifie l'hypothèse de non liaison entre la séquestration de carbone et les variables dendrométriques. Ceci signifie que la séquestration de carbone n'est pas liée avec les paramètres dendrométriques mesurés d'où la nécessité d'envisager de nouveaux régresseurs.

En outre, le coefficient de détermination du modèle qui est de 0.48 montre que moins de la moitié des observations ne puissent être interprétées par le modèle c'est-à-dire que le modèle n'explique même pas la moitié des observations.

Enfin, la statistique de Durbin-Watson (d=1.40) un peu loin de la valeur normale (2) témoigne d'une dépendance des observations, c'est-à-dire que l'ordre des observations pourrait jouer sur les résultats du modèle.

Tableau 23 : Tableau de la régression allométrique multiple de la plantation 1999 (Sanghako).

Plantation	Equations du modèle
1999	Biom sèche (kg) = 2,259 + 1,722*DmH (cm) -0,785*DB (cm) -0,347*HT (m)

Tableau 24 : Récapitulatif des paramètres de l'équation du modèle de la plantation 1999 (Sanghako).

Année	Régresseurs	Pr Stat de Fischer	Stat de Durbin-Watson	Coef. de détermination
1999	DB, DmH et HT	0,526	1,39	0,48

L'analyse des résidus centrés réduits (voir la figure N° 59) montre qu'il n'existe pas des données suspectes en termes des mesures des paramètres dendrométriques faites sur les individus inventoriés. Ceci est justifié par les valeurs des résidus centrés réduits toutes comprises entre l'intervalle]-1,5 ; +1,5[.

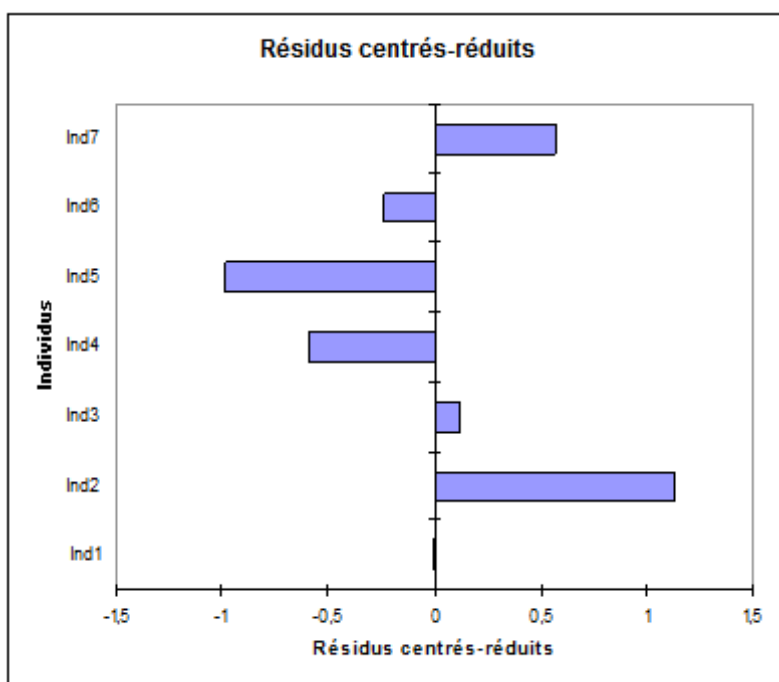


Figure 25 : Résidus centrés réduits plantation 1999 (Sanghako).

3.3. Stocks de carbone :

La séquestration de carbone à l'hectare au niveau des plantations de Sanghako est appréciable malgré leur dégradation, elle est tributaire des quantités de biomasse sèche des plantations mais ne traduit pas leur séquestration exacte car dépendant de la superficie réelle des plantations. En outre, les quantités de biomasse varient d'une plantation à une autre et dépendent de plusieurs facteurs entre autre l'âge, l'écologie des milieux et les conditions climatiques de la zone. L'analyse comparative des quantités de biomasse (voir tableau N° 16) par hectare des plantations révèle que la plantation de 1999 présente une biomasse sèche d'environ deux fois supérieure à celle de 2000 qui est de 26.9 t/ha. En raison de l'étroite relation de proportionnalité entre le carbone atmosphérique séquestré et la quantité de biomasse sèche, la plantation de 1999 séquestre environ deux fois la quantité de carbone séquestré à l'hectare en 2000.

Cependant, la différence de superficies des plantations a fait que celle de 1999 présente une quantité de biomasse nette six fois supérieure à celle de 2000 qui est de 0.538 tonnes, ce qui conduit indubitablement à une séquestration nette de carbone atmosphérique aussi six fois supérieure à celle de 2000 (0.269 tonnes de carbone). La faible quantité de biomasse nette de la plantation de 2000 notamment sa faible capacité de séquestration de carbone par rapport à celle de 1999 pourrait s'expliquer par son âge mais surtout son état de dégradation.

Tableau 25 : Tableau 20 : Biomasses et Stock de carbone (Sanghako).

Années	Biomasses fraîches t/ha	Biomasses sèches t/ha	carbone séquestré t/ha	carbone net séquestré (tonnes)
1999	91,570	51,103	25,551	3,066
2000	52,740	26,900	13,450	0,269
Total				3,335

Au plan de séquestration par partie des plantes (voir le tableau N° 17 ci-dessous), les troncs (fûts et racines échasses) séquestrent plus de carbone que les feuilles et branches confondues. Au niveau de la plantation 2000, les troncs séquestrent trois fois plus de carbone que les feuilles et branches confondues. Les feuilles séquestrent quant à elles plus de carbone que les branches malgré leur taux d'humidité supérieur. Les branches apparaîtraient donc comme la partie des plantes la moins contribuable en termes de séquestration de carbone atmosphérique. Cependant, cette tendance pourrait être inversée avec l'âge vu le mode de développement des palétuviers notamment des *Rhizophora sp*, qui développent beaucoup de branches chargées de racines échasses à l'âge de maturité.

Tableau 26 : Tableau 20 : Récapitulatif des stocks de carbone par partie des plantes.

PLANTATIONS	FEUILLES t carbone/ha	BRANCHES t carbone/ha	FUTS t carbone/ha
1999	5,583	4,541	15,427
2000	2,001	1,846	9,586

3.4. Dynamique du carbone des plantations :

Les plantations de Sanghako présentent un scénario de base d'une production de biomasse presque nulle en raison du fait qu'elles sont implantées dans une tanne ne contenant quasiment pas de biomasse au départ. La dynamique du carbone des plantations de Sanghako n'est pas très appréciable en raison de leur altération par les mauvaises conditions de la station telles que : l'attaque des insectes qui accroît la mortalité des sujets et les aléas climatiques qui augmentent la salinité de l'eau et de la vase. En outre, le manque d'analyse du degré d'organisation des populations du village et l'abandon de la poursuite et de suivi des reboisements de mangrove ne peuvent encourager le développement d'éventuels projets MDP. Cependant, l'intervention de JICA/JAFTA dans la zone notamment à Médina Sanghako peut présager une prise de conscience des populations en matière de reboisement et de lutte contre les effets des changements climatiques.

4. DISCUSSIONS

Les discussions portent sur l'état des plantations, la séquestration de carbone et la dynamique du carbone des plantations. A l'issue de ces discussions seront comparés les résultats du site de Djirnda à ceux de Sanghako avant de les rapprocher aux résultats

obtenus au cours d'autres études antérieures afin d'apprécier la contribution des résultats de cette étude en termes de production de matière végétale et de séquestration de carbone.

4.1. Discussion sur l'état des plantations :

Le site de Djirnda tout comme celui de Sanghako sont implantés non loin des villages (environ 2 km pour Djirnda et 1 km pour Sanghako). Les plantations présentent des superficies différentes les unes des autres. La superficie totale des plantations de Djirnda (1,62 ha y compris celle de 2007) est onze fois plus grande que celle de Sanghako (0.14 ha), ce qui fait que les plantations de Djirnda malgré leur jeune âge (âge moyen de 3,5 ans) séquestrent plus de carbone atmosphérique que celles de Sanghako âgées en moyenne de 7,5 ans.

Les principales caractéristiques de la dynamique comme la densité et la régénération naturelle révèlent que les plantations de Djirnda sont plus dynamiques que celles de Sanghako. Aussi, certaines caractéristiques de l'écologie du milieu comme la présence dans les plantations d'autres formes de vie (crevettes, huîtres, nids d'oiseaux, abeilles etc.), ainsi que la présence sur la plupart des plantes des propagules, des racines échasses et des fleurs montrent qu'il y a une tentative de mise en place d'un climax au niveau de ces sites.

Comparativement aux résultats de l'étude de **Diédhiou** (2006) sur le suivi évaluation des reboisements de mangrove de la RBDS commandité par l'UICN, les résultats sur l'état des plantations de djirnda et de Sanghako s'accordent plus ou moins bien malgré leur différence en termes d'approche, de démarche et d'objectif poursuivi. Ceci confirme l'exactitude des résultats et rassure sur le choix des démarches et des méthodes retenues au cours de cette étude. Mais aussi, un rapprochement avec les résultats de **Ndour** (2005) au plan de la dynamique des peuplements naturels de mangrove de la RBDS montre que les reboisements présentent des avantages significatifs au plan de densité vis-à-vis des massifs naturels (densité comprise entre 1500 à 3600 pieds/ha). Ceci pourrait s'expliquer par le fait que l'écartement des plants des reboisements est fixé par l'homme alors que celui des massifs naturels est commandé par la loi des marrées mais aussi les conditions du milieu qui déterminent la croissance développement des plantes.

4.2. Discussion sur la séquestration de carbone et les régressions allométriques

En raison de l'étroite relation entre la production de matière végétale d'un écosystème et sa séquestration de carbone, l'analyse de la productivité des reboisements de mangrove des sites de Djirnda et Sanghako est directement liée à l'analyse de leur séquestration de carbone à travers la relation de séquestration du **GIEC** (2008) qui est : **C=biom.(sèche)×0,5**.

Cependant, l'âge, la superficie et l'état des plantations constituent des facteurs important de la productivité végétale et donc de la séquestration de carbone atmosphérique. Ceci explique la faiblesse de la séquestration des plantations de Sanghako par rapport à celles de Djirnda.

Les séquestrations nettes au niveau des plantations de Djirnda et Sanghako ne sont pas loin de la séquestration nette annuelle par unité de surface des peuplements naturels de mangrove de la RBDS calculée par **JICA/JAFTA** (2005) qui est d'environ 1 tonne/ha/an. Ceci

témoigne de la grande productivité végétale des plantations de mangrove malgré leur faible superficie et leur jeunesse.

La recherche des régressions est beaucoup plus réussie au niveau des plantations de Djirnda qu'au niveau de celles de Sanghako en raison de l'effectif des individus prélevés (plus de 150 observés à Djirnda contre 10 à Sanghako), de la superficie des plantations, de leur âge et de leur degré de dégradation.

En termes de régression linéaire simple, les modèles de Sanghako présentent en général de bons coefficients de détermination surtout au niveau de celle de 2000 sauf en 1999 où le coefficient le plus élevé est inférieur à 0,50. Cette tendance pourrait être inversée avec l'augmentation du nombre des observations au niveau de la plantation de 2000, car une régression avec trois observations ne puisse être significative au sens statistique des termes. Cependant, les régressions linéaires simples au niveau du site de Djirnda ne présentent pas de bonnes caractéristiques notamment en termes de coefficients de détermination sauf la HT qui apparaît comme un assez bon régresseur par rapport aux autres, notamment au niveau des plantations 2003 écartement 25/25 et 2005 écartement 50/50.

En termes de régressions linéaires multiples, les modèles de Djirnda contrairement à ceux de Sanghako présentent tous une bonne liaison entre la productivité végétale et les paramètres dendrométriques (régresseurs) mais, leur degré d'explication varie d'une plantation à une autre et n'atteignant pas 90%. Ceci rend critique la validation de certains modèles mais témoigne de la singularité des peuplements de mangrove.

Au plan d'inventaire, l'ordre d'observation des individus n'enfreigne en rien sur les résultats de l'étude et ce pour la plupart des plantations de Djirnda et de Sanghako, comme en témoigne leur valeur de la statistique de Durbin-Watson, ce qui laisse quasiment sans biais leur plan de sondage.

D'autre part, une étude comparative en termes d'explication des modèles de régression avec les résultats de l'étude de **Moussa Na Abou** (2004) traitant de la séquestration de carbone et des régressions allométriques des haies vives des systèmes agroforestiers de Sébikotane, révèle qu'il ne peut avoir de bonne explication aux régressions curvilinéaires notamment aux régressions polynomiales. En d'autres termes, ceci signifie qu'alors que tous les termes des équations des modèles linéaires ont une signification, ceux des modèles non linéaires notamment polynomiales n'ont pas nécessairement de signification à l'exemple du choix des degrés des polynômes qui malgré tout joue considérablement sur la valeur des coefficients de détermination. Enfin, cette difficulté d'interprétation des équations de Sébikotane laisse comprendre que le choix d'un type de régression pour une étude donnée ne doit pas être orienté uniquement par la recherche de grande valeur de coefficient de détermination mais plutôt par sa facilité à se prêter à l'interprétation car l'objectif principal de la recherche des régressions est de montrer clairement la contribution de chaque régresseur au modèle défini.

4.3. Discussion sur la dynamique du carbone des plantations et les perspectives de reboisement :

Le potentiel de séquestration du carbone des plantations est plus important à Djirnda que de Sanghako en raison de l'effectif des plantations (sept à Djirnda contre deux à Sanghako).

La dynamique du carbone des plantations de Djirnda croit de façon exponentielle avec l'âge, c'est-à-dire qu'avec l'âge la séquestration nette par année augmente. En plus, elle varie d'un type de plantation à un autre ce qui fait que la séquestration nette annuelle des plantations d'écartement 25/25 est supérieure à celle d'écartement 50/50 d'où une prévision de séquestration de l'ordre des millions de tonnes à l'âge mature (ici fixé à 30 ans).

Les principales activités génératrices de revenus au niveau de Djirnda sont la pêche la cueillette des fruits de mer, la transformation des produits halieutiques et l'élevage. Cependant, à Sanghako, les populations vivent principalement de l'agriculture, de la pêche et de l'élevage. Toutefois, quelques activités subsidiaires comme le ramassage des bois, l'apiculture et autres sont pratiquées tant à Sanghako qu'à Djirnda.

A Djirnda, la gestion des ressources du village est assurée par l'AFTRM, le comité de plage et le conseil communautaire alors que le manque de cadre de discussion avec la population de Sanghako a fait que ses principaux acteurs en termes de gestion des ressources n'ont pas été identifiés. Les résultats de Djirnda confirment ceux de **JICA/JAFTA** (2005) sur le profil sociologique du village de Djirnda qui représentent le comité de plage, l'association des femmes et le conseil communautaire comme les principaux acteurs de la gestion des ressources du village. Cependant, le degré d'influence de ces acteurs sur la gestion des ressources varie d'une ressource à une autre, c'est le cas de l'association des femmes qui dispose de plein pouvoir sur la gestion des reboisements de mangrove et des fruits de mer et du comité de plage qui veille à l'application du plan de gestion des ressources du village sous la houlette du conseil communautaire.

En outre, les populations ne disposent d'aucune connaissance ni sur les changements climatiques ni sur leurs effets mis à part l'avancée de la mer qu'elles reconnaissent tout en ignorant les causes. De plus, elles n'ont aucune connaissance de l'existence des marchés de carbone ni du MDP mais manifestent cependant un ardent désir d'en savoir davantage.

Cependant, le degré d'organisation de la population de Djirnda en termes de prise de décision et de la gestion des ressources et son engouement à reboiser et à préserver son environnement constitue pour lui des critères d'éligibilité aux projets MDP, ce qui n'est pas le cas à Sanghako qui a encore des efforts à faire.

Enfin, les plantations de Djirnda et de Sanghako sont éligibles en termes d'adéquation aux principaux critères d'éligibilité au MDP à savoir le scénario de référence (Base line) et du pays hôte qu'elles ont en commun mais à la différence que celles de Djirnda conservent l'avantage d'avoir une organisation unique chargée de la gestion et du suivi voire de l'évaluation des ressources des plantations pouvant abriter d'éventuels projets MDP.

Bibliographie

1. Aheto D., Owusu A. and Oblodai E., 2011. Structural parameters and above ground biomass of mangroves trees species around Kakun river estuary of Ghana Annals of Biology research Volume 3 504- 414 P. <http://scholarsresearchlibrary.com/ABR-vol2-iss3/ABR-2011-2-3-504-514.pdf>.
2. Ajonina G., 2008. Inventory and modeling mangrove forest stand dynamic following different level of wood exploitation pressure in Douala Edea Atlantic coast of Cameroon, Central Africa Doctor degree Thesis environment and forestry instate Friburg (Germany) 232 P.
3. ANSD, 2009 Situation économique de la région de Thiès. Ministère de l'Economie et des Finances, Dakar, ANSD http://www.ansd.sn/publications/annuelles/SES_Region/SES_Thies_2009.pdf consulté le 23/11/2013.196 P.
4. Badiane S., 1984- Contribution à l'étude de l'écosystème mangrove en Basse Casamance. Mémoire de confirmation. ISRA- Centre National de Recherches Forestières. Sénégal, Dakar, 196 p. In Faye M. N. 1, Guisse A. * 1, Diallo N.†1, Diop E. S., 2010 étude phénologique des Rhizophora de la mangrove de l'estuaire du Saloum, Sénégal. Journal botanique de l'Afrique de l'Ouest vol 06 : 120 – 133 P.
5. Berhaut J., 1967- Flore du Sénégal. Clairafrique, Dakar, 485 p. In Faye M. N. 1, Guisse A. * 1, Diallo N.†1, Diop E. S., 2010 étude phénologique des Rhizophora de la mangrove de l'estuaire du Saloum, Sénégal. Journal botanique de l'Afrique de l'Ouest vol 06 : p 120 – 133.
6. Bertrand F., 1994- Les relations sols/végétations dans les mangroves des pays des Rivières du Sud. Etat de la question et perspectives de débat. In: Dynamique et usages de la mangrove dans les pays des Rivières du Sud (du Sénégal à la Sierra Léone).ORSTOM. Sénégal, Dakar, 59-65 P..
7. Blasco F. ; M. Azizpuru, 2002 Mangrove along the coastal stretch of the bay of Bengal: Present status, Indian Journal of marine science, Vol 31 12 P.
8. Blasco, F., 1983, Mangroves du Sénégal et de Gambie : Statut écologique-évolution, Université de Toulouse III, 86 p.
9. Burden, 2013 Bilan sur les mesures de biomasse aérienne et de carbone en mangroves amazoniennes Conséquences pour le paiement pour services écosytémiques master de recherche : Écosystèmes Tropicaux Naturels et Exploités Écologie des Forêts Tropicales université des Antilles et de la Guyanne 43p.
10. Centre de Suivi Écologique, 2010.Rapport de l'environnement au Sénégal Centre de Suivie écologique, Dakar, CSE, 296 P.
11. Centre de Suivi Écologique, 2010 Evolution des ressources en sols sous chapitre In Centre de Suivi Écologique, 2010.Rapport de l'environnement au Sénégal Centre de Suivie écologique, Dakar, CSE, 296 P.

12. Chave J., Andalo S., Brown M. A., Cairns J. Q., Chambers D., Eamus H., Folster F., Fromard N., Higuchi T., Kira J.P., Lescure. B. W., Nelson H., Ogawa. H., B. Riera., T. Yamakura : 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145: 87–99p.
13. Seeberg-Elverfeldt C.,2009. Historique du financement carbone et des crédits carbone chap1 in : Les perspectives du financement carbone pour les projets d'agriculture, de foresterie et d'autres affectations des terres dans le cadre des petites exploitations agricoles FAO, Rome Italie, 39 P.
14. Clough et Scott, 1997. phytomasse aérienne et productivité primaire dans la mangrove du grand cul de sac maure (Guadeloupe, Antille française). *Bull. Ecologie P* 27-39.
15. Clough et Scott, 1989. Allometric relationship for estimating biomass in six mangrove species, forest ecology and management vol 27 Elsevier sciences publishers , Amsterdam p117-127.
16. Comley and McGuinness 2005 Above and below- ground biomass and Allometry for four common north Australian mangroves *Australian Journal of botany* Vol 53 P431-436.
17. Dahdouh Guebas, F.et Koedam, 2006. Costal vegetation and the Asian tsunami. *Sciences* 311/ 37- 38p.
18. Degue, 2008. Contribution des Reboisements de Mangrove de la Réserve de Biosphère du Delta du Saloum à la Séquestration de Carbone Atmosphérique : cas des plantations des villages Djirnda et Sanghako du Delta du Saloum (Sénégal) Mémoire DEA de Recherche : Environnement: ISE-UCAD 81p.
19. Dia M., 2003.Élaboration et mise en œuvre d'un plan de gestion intégrée La Réserve de biosphère du delta du Saloum, Sénégal UICN Sénégal UICN, Suisse,130 p.
20. Diallo A. et al, 2008. Situation de référence de la gouvernance des Aires Marines Protégées de Joal-Fadiouth, de Cacheu et Santa Luzia, Branco et Raso - ENDA GRAF DIAPOL / REPAO / PRCM, 58p
21. Diedhou M., 2009 . Reboisement de la mangrove au Delta du Saloum et la Somone : état actuel, conditions optimales de suivi évaluation. Mémoire DEA ISE-UCAD 62P.
22. Diop et Sall, 1996. In Dieye B., DiawA. , Sané T. et Ndour N., 2010. Dynamique de la mangrove de l'estuaire du Saloum (Sénégal) entre 1972 et 2010, cybergeog revue disponible en ligne sur <http://cybergeog.revues.org/25671#tocto3n12>.
23. Diouf P.S., 1996. Les peuplements de poissons des milieux estuariens de l'Afrique de l'Ouest : l'exemple de l'estuaire hypersalin du Sine Saloum , Montpellier, UM II, 267 p.

24. Donato D., J. Kauffman B, C., 2012 Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests, working paper, CIFOR 50p.
25. DonatoD., J. Boone Kauffman, Daniel Murdiyarso, Sofyan Kurnianto, Melanie Stidham, & Markku Kanninen, 2011. Mangrove among the most carbon rich forest in the tropic doi:10.1038/ 1123 293-297p.
26. Donato D. C. J., Kauffman B., Murdiyarso D., Kurnianto S., Stidham M., & Kanninen M., 2011. Supplementary Information Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics Nature Geosciences doi:10.1038/ngeo1123, 5P.
27. Doyen, A.(1985). La mangrove à usages multiples de l'estuaire du Saloum Sénégal)144 p.
28. Edouard M. Rossandro C.; Bassirou F.; Dada GUEYE, 2013 Rapport de sortie écologique Ensa 8 P.
29. FAO, 2006. Global forest resources assessment 2005: progress towards sustainable forest management. FAO, Rome, Italy.
30. FAO, 2011 Rapport de l'inventaire des forêts tropicales (2000- 2010). FAO, Rome, Italy 193P.
31. Faye, 2012 Etude de la vulnérabilité écologique et socioéconomique de la mangrove dans la zone de Foundiougne et proposition de mesures d'adaptation mémoire de recherche ISFAR Bambey -Université de Thiès 71P.
32. Fromard, F., H. Puig, E. Mougin, G. Marty, J.L. Betoulle. And L. Cadamuro, 1998. Structure above ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems: new data from French Guiana. *Oecologia* 115: 39–53.
33. Gaye, 2009 Caractérisation, des plantations de *Rhizophora* spp, et essai de quantification du carbone séquestré par les reboisements : cas du village de Darssilamé Sérère (CR de Toubacouta, région de Fatick) mémoire de Master recherche foresterie et environnement ENSA (Thiès, Sénégal).
34. Gayon, 2000 History of the concept of allometry oxford journal Volume 40 issue 5 P 748-758.
35. Giri et al., 2010.InTropical Forest . 2012 Résumé sommaire de l'atlas Mondiale des mangroves en 2010 Tropical Forest (2012), Vol. 21 N°2, p.4.
36. Giri et al, 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography* 20: 154-159. In. Donato D.,J. Kauffman B, C., 2012Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests, working paper, 50p.

37. Giri; E. Ochieng ; L. L. Tieszen ; Z. Zhu ; A. Singh ; T. Loveland ; J. Masek and N. Duke
Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation
satellite data. *Global ecology biogeography* Vol 20, p154–159.
38. Guiral et al; 1999 . Chapitre 2 Ecosystèmes à mangrove In les peuplements de
poissons. IRD, Paris 92P.
39. Gutierrez Oliva, A. and Plaza Pulgar, F. 1967. Características físico-mecánicas de las
maderas españolas. Ministerio de Agricultura, Dirección general de montes, caza y
pesca fluvial, Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid. 103 pp., A.
and Plaza Pulgar, F. 1967.
40. Huxley, J. S. 1924b. Constant differential growth-ratios and their significance.
Nature, 114:895-896.
41. IDEE, (Sine Data) Introduction à la mangrove, IDEE, Dakar, Sénégal 48P.
42. Ilic, J., Boland, D., McDonald, M., Downes, G. and Blakemore, Woody density phase
1: state of knowledge. National carbon accounting system. Technical Report 18
Australian Greenhouse Office, Canberra, Australia 2000P.
43. IPCC/GIEC, 2007. Bilan 2007 des changements climatiques : Impacts, adaptation et
vulnérabilité. Contribution de travail II au 4^e Rapport d'évaluation sur
l'évolution du climat M.L Parry of, Cangiani ; J.J Vaanderlinder and C.E Hanson (Ed)
Cambridge University press cambridge, Royaume Uni.
44. Kaly J. L., 2002. Contribution à l'étude de l'écosystème mangrove de la Petite Côte et
essai de reboisement. Thèse de doctorat 3^e cycle, département de Géographie,
Faculté des Lettres et Sciences Humaines, UCAD, Sénégal. 275 p.
45. Komiyama A., Pongpan S., and Kato S., 2005 .Common allometric equations for
estimating the tree weight of mangroves. *Journal of Tropical Ecology* 21:471–477P.
46. Komiyama, A., J. Eong Ong and S. Pongpan, 2008. Allometry, biomass, and
productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89: 128–137P.
47. M. NA ABOU, 2004 Critères de durabilité des projets de Séquestration de Carbone :
Cas des Systèmes Agro Forestiers de Sébikotane, Sénégal - Mémoire de Diplôme
d'Etudes Approfondies en Sciences de l'Environnement ISE-UCAD 110p.
48. Mark Spalding, Mami Kainuma, Lorna Collins, 2010 world atlas of mangroves FAO
ISME-UNEP WCMC, UNESCO-MAB, UNU-INWEH 366P.
49. McLean, R.F., Tsyban, A., Burkett, V., Codignotto, J.O., Forbes, D.L., Mimura, N.,
Beamish, R.J., Ittekkot, V. 2001. Coastal zones and marine ecosystems. In: Bijlsma, L.
and Sanchez-Arevalo, Nicholls, R.J. I.(eds). *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation
and Vulnerability-Contribution of Working Group II to the 3rd Assessment Report of
IPCC*. UNEP. pp. 345–379.

50. Ndour N. 2005. Caractérisation et étude de la dynamique des peuplements de mangrove de la réserve de biosphère du Delta du Saloum (Sénégal). Thèse de doctorat de troisième cycle. Institut des Sciences de l'Environnement (ISE- UCAD).170 p.
51. Nicolas Picard, Peter Köhler, Frédéric Mortier, Sylvie Gourlet-Fleury 2012. A comparison of five classification of species into functional groups in tropical forest of French Guiana Ecological Complexity, **11**:75-83.
52. ONG Jim Eong, 2002. La disparition des mangroves et le changement climatique : perspective mondiale Malaisie disponible en ligne sur www.mangroveactionproject.org
53. ONU, 2011 Évolution de la population dans le monde depuis 1950 jusqu'à 2011. Disponible en ligne sur http://www.insee.fr/fr/themes/tableau.asp?reg_id=98&ref_id=CMPTF02153.
54. ProCR, 2009 Plan Local de Développement de la communauté rurale de Djirnda République du Sénégal, Région de Fatick disponible [en ligne] sur http://www.proddel.sn/IMG/pdf_pdf_pld-djirnda2.pdf 176 P
55. ProCR, 2000 Plan Local de Développement de la communauté rurale de Djirnda République du Sénégal, Région de Fatick disponible [en ligne] sur http://www.proddel.sn/IMG/pdf_pdf_pld-djirnda2.pdf 176 P.
56. Sagna P., 2005, « Dynamisme du climat et son évolution récente dans la partie ouest de l'Afrique Occidentale », Dakar, UCAD, Tome 1, 272-318 P.
57. Salimata Soumare, 2011 Migrations, genre et gestion des ressources halieutiques : cas des femmes migrantes guinéennes dans la transformation artisanale du poisson à Joal, Sénégal mémoire ISE-UCAD Master Gestion des Ressources Naturelles et Développement Durable 76 P.
58. Sall et al ; 2011 Rapport de Stage : étude du milieu Ecole nationale Supérieure d'Agronomie 37 P.
59. Smith and Whelan, 2006. Development of allometric relations for three mangrove species in South Florida for use in the Greater Everglades Ecosystem restoration. Wetlands Ecology and Management, vol. 14 : 409–419 p.
60. Soares and Schaefer –Novelli, 2005. Above ground biomass of mangrove species I. Analysis model estuarine coastal shelf Science AAAA Vol 65 1-18P.
61. Spalding, M., Blasco, F., and Field, C.(1997). World Mangrove Atlas. International Society for Mangrove Ecosystems: Okinawa, Japan. 180 pp.
62. Tomlinson, P. B. 1986 The botany of mangroves. Cambridge tropical Biology series. Cambridge University Press, U.K. 413p.
63. UNEP-WCMC, 2006 as In the Front Line: Shoreline Protection and Other Ecosystem Services from Mangroves and Coral Reefs. Cambridge University Press, U.K. 413p.

64. UNEP-WCMC, 2007 In IEPF et al (2009) Étude Préliminaire d'adaptation aux Changement Climatiques OIF, ENDA, PNUE « Sine loco »P 9-10).usage des terres. Institute for Global Environmental Stratégies, Japon, v4, pp.4.46-4.52.
65. Vega, 2000. Dynamique côtière et structuration des mangroves en Guyane Française. DEA. Ecologie des Systèmes Continentaux. Université Paul Sabatier de Toulouse, 30p.
66. Woodfine A., 2009 l'adaptation au changement climatique et l'atténuation de ses effets en Afrique subsaharienne au moyen des pratiques de gestion durable des terres: Manuel de formation. p.60.
67. WWF, note data Key concepts for climate change adaptation en ligne disponible sur <http://frameweb.org/adl/enUS/7474/file/996/Key%20Concepts%20for%20Climate%20Change%20Adaptation.pdf>
68. Yahaya ,2002 Abraham Maslow: The Needs Hierachy Assoc Prof. Dr. Azizi Hj. Yahaya Faculty of Education university Teknology Malaysia disponible en ligne sur <http://eprints.utm.my6091/1/aziziyahbrahamMaslow.pdf> consulté le 21/06/2013.

