

ESTIMATIONS, À PARTIR DE SÉRIES D'IMAGES LANDSAT, DES ÉVOLUTIONS DE STOCKS DE CARBONE DE DIFFÉRENTES FORMATIONS EN MILIEU ÉQUATORIAL CÔTIER ; CAS DE LIBREVILLE AU GABON

Benjamin Messame Me Mba¹, Gwenaëlle Pennober¹, Christophe Revillion¹, Philippe Rouet¹, Gilbert David²

1 : ESPACE-DEV, Université de la Réunion, Université de Montpellier 2, IRD, Université des Antilles, Université de Guyane, La Réunion, France
Faculté des Lettres et Sciences Humaines
15 avenue René Cassin
CS92003
97744 SAINT DENIS CEDEX 9

Benjamin Messame Me Mba <benjamin.messame-me-mba@univ-reunion.fr

2 : ESPACE-DEV, IRD, Université de Montpellier 2, Université des Antilles, Université de Guyane, Université de la Réunion, Montpellier, France
500 rue Jean-François Breton - 34393 Montpellier cedex 05
Tel : +(33) 04 67 55 87 76

Résumé

Le rôle des forêts dans la séquestration du carbone est important dans un contexte de changement climatique. Dans cet article, il est question d'effectuer une évaluation du stock de carbone dans la région de Libreville à partir des données de télédétection sur une période allant de 2001 à 2018. Cette évaluation des stocks de carbone végétal est basée essentiellement sur l'imagerie optique Landsat. En amont, une première analyse visant à produire une cartographie d'occupation du sol entre 2001 et 2018 a été effectuée. Ces résultats préliminaires ont par la suite été utilisés en tant que proxy pour l'évaluation des stocks de carbone en utilisant comme base les classes végétales de forêts terrestres et forêts de mangroves. La valeur moyenne de stock de carbone contenue dans chaque classe est issue des travaux bibliographiques réalisés majoritairement dans la même zone d'étude. La valeur totale du stock de carbone a été estimée à $70\,913\,018 \pm 896$ et à $68\,340\,383 \pm 927$ tonnes respectivement en 2001 et en 2018.

Mots-clés : télédétection, images Landsat, MNT ALOS, MNT SRTM, services écosystémiques, Gabon, zones littorales, mangrove, carbone, déforestation

Abstract

The role of forests in carbon storage in a climate change context is relevance. In this paper, we will assess the carbon stock in the Libreville area using remote sensing data over a 2001-2018 period. This assessment of carbon stocks in forests is mainly based on Landsat optical imagery. A first analysis aimed at producing a land use mapping between 2001 and 2018 was carried out. These preliminary results were then used as a proxy for the assessment of carbon stocks using terrestrial and mangrove forests. The average value of carbon stock contained in each class comes from the bibliographical work carried out mainly in the same study area. The total value of the carbon stock was estimated at $70\,913\,018 \pm 896$ and $68\,340\,383 \pm 927$ tons in 2001 and 2018 respectively.

Keywords: remote sensing, Landsat images, DEM ALOS, DEM SRTM, ecosystem services, Gabon, coastal zone, mangrove, carbon, deforestation

1. Introduction

La totalité des services écosystémiques (SE) dont bénéficient les humains est issue des habitats naturels (*Millenium Ecosystem Assessment* MEA, 2005). La qualité et le nombre des services rendus dépendent directement du bon état de santé des écosystèmes qu'abritent ces espaces naturels (Therme, 2014). Les forêts pluviales de l'Afrique équatoriale constituent l'un des écosystèmes terrestres les plus emblématiques et productifs en termes de biodiversité (Sosef *et al.*, 2017) et de services écosystémiques (Brandon, 2014 ; Abernethy *et al.*, 2016). Bien que ces forêts soient moins étudiées que celles de l'Amazonie et de l'Asie du Sud Est, des études récentes ont montré qu'elles abritent environ 6000 espèces d'arbres, soit 15 % de l'ensemble des espèces d'arbres

des forêts pluviales de la zone intertropicale (Slik *et al.* 2015). Elles jouent un grand rôle dans de nombreux processus qui participent au maintien de la vie sur Terre. Elles séquestrent et stockent de grandes quantités de carbone (Sullivan *et al.*, 2017). Les forêts tropicales africaines sont pourtant sous pression (Cardinale *et al.*, 2012 ; Lewis *et al.* 2015). À l'échelle mondiale, on estime que la déforestation tropicale contribue à l'émission de 6 à 20 % de dioxyde de carbone (Bellassen *et al.*, 2008 ; Van Der Werf *et al.*, 2009). Cela constitue un facteur important de l'accélération du changement climatique (Shukla *et al.*, 2020). La perte d'habitats forestiers est également un facteur essentiel du déclin de la diversité biologique et des services écosystémiques (Aleman *et al.*, 2018). Ce processus pourrait avoir de graves répercussions sur le bien-être des humains (Díaz *et al.*, 2006) et leur santé.

Bien que celui-ci soit modéré, la forêt gabonaise connaît elle aussi un recul de sa surface forestière. Elle aurait régressé de 0,34 % sur la période allant de 1990 à 2000 (De Wasseige *et al.*, 2014). Selon l'AGEOS (Agence gabonaise d'études et d'observations spatiales), en 2010, elle couvrait plus de 89,21 % du territoire national contre 88,97 % en 2015 (présidence de la République gabonaise, 2015). Si l'extraction illégale de bois, la conversion de forêts pour la production de matières premières agricoles et l'orpaillage illégal représentent des menaces potentielles pour les forêts gabonaises en général (Rainforest foundation UK, 2013), dans la région de Libreville, la cause principale de la perte du couvert forestier serait plutôt liée à l'expansion urbaine (Okanga-Guay *et al.*, 2019).

Le présent article s'appuie sur la conviction selon laquelle il convient de simplifier le message envoyé aux décideurs économiques concernant les valeurs respectives du capital naturel que représentent la forêt et les services écosystémiques qu'elle rend aux populations locales. Tout en restant sur une approche axée sur les services écosystémiques, nous proposons de nous focaliser sur la quantité de carbone stockée dans l'écosystème forestier. Cette valeur présente trois avantages majeurs.

En premier lieu, elle parle aux décideurs nationaux comme aux organisations internationales, puisqu'elle s'inscrit dans le contexte des changements globaux et du dérèglement climatique (Pachauri *et al.*, 2014) et participe aux efforts internationaux pour réduire ce dérèglement. Ainsi, *the Coalition of Rainfall Forest*, dirigée par la Papouasie-Nouvelle-Guinée, a-t-elle proposé en 2005 l'initiative *reducing emissions from deforestation and forest degradation* (REDD). La proposition REDD a été reprise en 2008 par toutes les parties à l'United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC). Elle vise à instaurer un mécanisme financier permettant de créer une valeur financière pour le carbone stocké dans les forêts, en offrant des incitations aux pays en développement et à leurs communautés forestières pour qu'ils conservent leurs forêts (Demaze *et al.*, 2015). Depuis 2010, l'UNFCCC met l'accent sur le suivi-évaluation des projets mis en place dans le cadre de l'initiative REDD afin de fournir de l'information qui puisse être capitalisée aux échelles régionales et mondiales. REDD est ainsi devenue REDD +.

En second lieu, au vu du contexte climatique, la probabilité que la valeur monétaire donnée à la tonne de carbone stockée s'accroisse dans le futur est très élevée. Ainsi, en France, dans le cadre de la fiscalité carbone, la tonne de CO² valait 14,50 € en 2015 et 30,50 € en 2017. La valeur de la tonne de CO² pourrait être de 100 € en 2030 et de 200 € en 2050 (Quinet *et al.*, 2009). L'intérêt que les décideurs économiques et politiques accordent au stockage du carbone devrait donc s'accroître considérablement.

En troisième lieu, le stockage et l'émission de carbone est un bon intégrateur de l'état de santé des écosystèmes forestiers et des pressions anthropiques dont ils font l'objet, à la réserve près que la corrélation entre le stockage du carbone et la biodiversité est faible (Sullivan *et al.*, 2017), sauf dans le cas de forêts peu ou pas anthropisées. Toute opération de déforestation (exploitation forestière ou agriculture sur abattis avec

brûlis) se traduit par une modification du stockage du carbone et par la libération d'émissions de carbone.

C'est en 2019 que le gouvernement gabonais a exprimé sa volonté de bénéficier du programme REDD+ et de s'y investir (ATIBT, 2019). Le Gabon serait ainsi l'un des premiers pays africains à bénéficier de fonds compensateurs valorisant la gestion de son couvert forestier. La cartographie des stocks de carbone et celle de leurs évolutions temporelles réalisées à un niveau infranational font partie des outils qui peuvent être mobilisés pour définir des indicateurs techniques de suivi-évaluation des projets REDD+. La mise en place de ce type d'outil, qui permet d'intégrer la déforestation et les principaux changements de l'occupation du sol dans la problématique du bilan carbone et de la lutte contre le changement climatique, dépend en grande partie de la capacité des pays bénéficiaires à disposer d'un système national de surveillance de forêts fiable (Panzou *et al.*, 2016 ; FAO, 2017) qui permette de mesurer, notifier et vérifier l'estimation de la biomasse et les stocks de carbone des forêts. La biomasse forestière peut être estimée à trois échelles spatiales successives : l'arbre, le peuplement et la région (Panzou *et al.*, 2016). Dès lors que l'on est dans un objectif de gestion, cette estimation, donc les protocoles de mesure associés, doivent de manière intégrée caractériser les évolutions spatio-temporelles à différentes échelles de temps.

Il existe toute une série de données de télédétection satellitaire basse, haute et très haute résolution, qui permettent de caractériser les dynamiques spatiales qui s'opèrent à différentes échelles au sein de la biosphère. La multiplicité des sources et des politiques spatiales oblige à adapter les protocoles d'extraction d'informations en fonction de l'objet étudié et de la zone d'étude, d'où une littérature abondante et diversifiée sur le sujet. La télédétection satellitaire est utilisée dans de nombreux domaines. Ainsi, depuis quelques années, elle est utilisée pour la cartographie et l'évaluation des services écosystémiques (Le Clec'H *et al.*, 2013, 2016 ; Weber, 2014). Plus spécifiquement, la télédétection par image satellite a montré depuis longtemps son utilité pour la cartographie des forêts (Iverson *et al.*, 1989) et notamment pour le suivi et la gestion de la ressource forestière (Holmgren et Thuresson, 1998) ainsi que pour la caractérisation des différents écosystèmes forestiers. C'est d'autant plus le cas dans un contexte tropical ou équatorial où les données de terrain peuvent être difficiles à réunir (Fuller, 2006). Cependant, l'acquisition des données de télédétection peut également être perturbée dans ce même contexte tropical à cause des couvertures nuageuses persistantes qui offrent une fenêtre atmosphérique très réduite dans le domaine de l'optique.

En effet, situé dans la zone intertropicale de convergence entre les parallèles 1°N et 11°E, le Gabon est soumis à un climat équatorial qui induit un couvert nuageux quasi-permanent, rendant peu efficiente l'acquisition des images optiques d'observation de la Terre. Cela crée un manque de données de qualité pour la caractérisation de l'évolution du couvert végétal dans certaines régions, comme celle de Libreville. Cependant, la répétitivité des données d'observation de la Terre (tous les cinq jours à l'équateur pour les satellites Sentinel 2) et la profondeur historique (50 ans pour la série Landsat, dont le premier satellite a été mis en orbite en 1972), permettent de compenser en

partie cette contrainte. La profondeur historique est la caractéristique de l'imagerie satellitaire sur laquelle repose principalement notre approche.

La présente étude vise à dresser un état des lieux cartographique de l'évolution des forêts de la région de Libreville sur une période d'environ 20 ans (de 2001 à 2018), choisie en fonction de la disponibilité et de la qualité des images optiques, afin de répondre aux questions suivantes : (i) Comment la couverture forestière a-t-elle évolué autour de Libreville ? (ii) Et quels sont les changements engendrés par cette dynamique en termes de stock de carbone ?

Cette étude s'inscrit dans le programme de gestion intégrée des aires protégées de l'Arc d'émeraude, porté par l'Agence nationale des parcs nationaux (ANPN). Le but de ce programme est de soutenir des recherches sur la caractérisation des SE fournis par les espaces naturels de la région de Libreville, afin de garantir à long terme le maintien de la contribution des écosystèmes littoraux et

des espaces protégés au développement durable de cette zone.

2. Matériels et méthodes

2.1 Site d'étude

Notre étude porte sur la ceinture verte qui entoure Libreville, capitale du Gabon, située dans la province de l'Estuaire (0° 23' 33 N, 9° 27' 13 E). Appelée par les autorités *Arc d'émeraude*, cette ceinture verte se compose de trois aires protégées : l'arboretum Raconda Walker, le parc national d'Akanda et le parc National de Pongara (Figure 1). D'importance écologique majeure par les services qu'elles rendent à la population de Libreville, ces aires protégées sont sous la menace d'une pression urbaine grandissante, souvent mal ou peu contrôlée. Libreville s'étendant à l'est et au sud par un habitat populaire informel et au nord par de nouveaux quartiers résidentiels (Nguema, 2005 ; Allogho-Nkoghe, 2013).

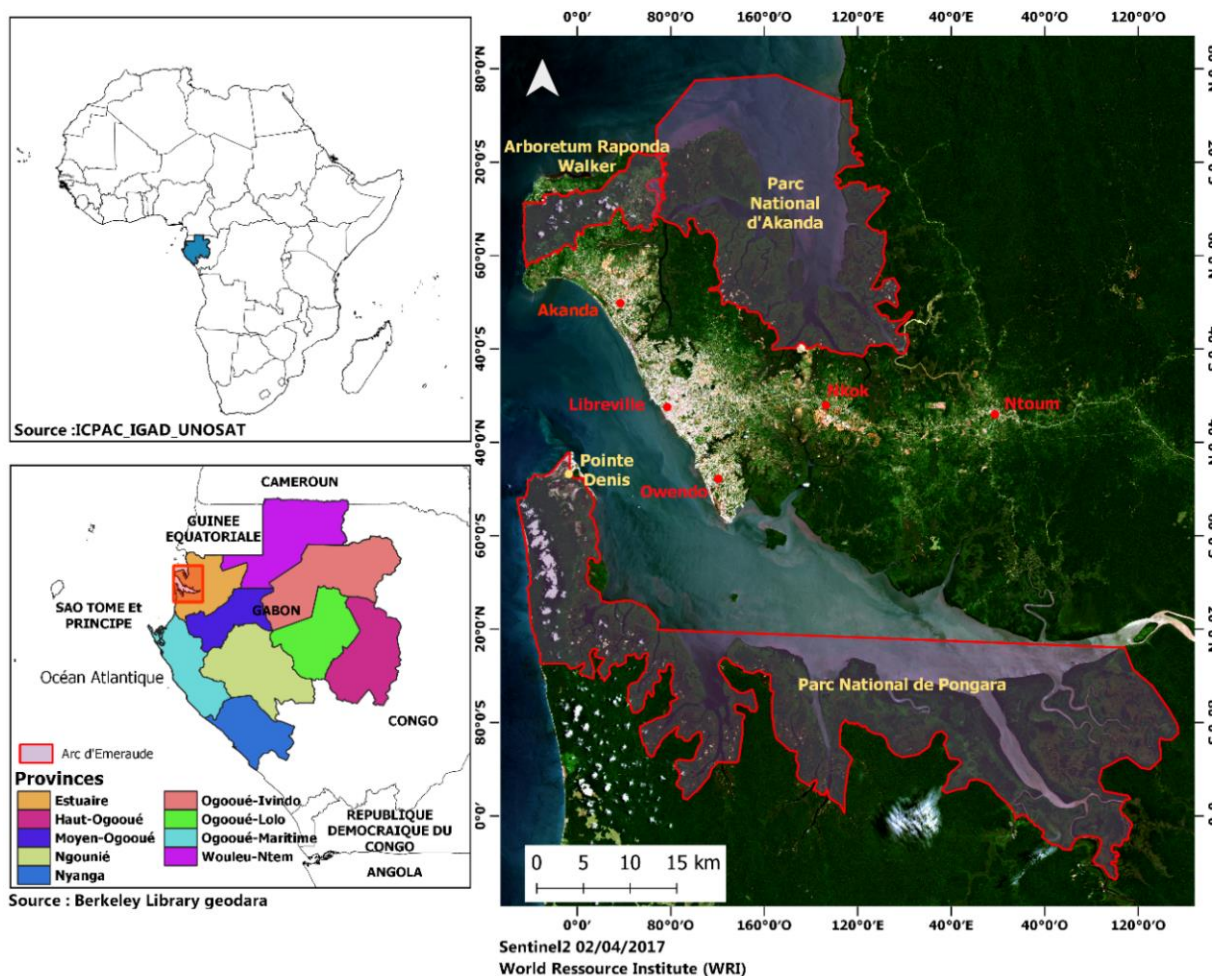


Figure 1 : Site d'étude au nord-ouest du Gabon

- **L'Arboretum Raconda Walker** (6 747 ha), anciennement Forêt Classée de la Mondah (FCM), est situé dans le nord de Libreville. L'arboretum a été créé en 2011 dans le but de préserver les derniers espaces

forestiers de cette zone contre les différentes pressions anthropiques dont il a fait l'objet (exploitations de sable, de bois d'œuvre (Okoumé), chasse, constructions et agricultures anarchiques, etc.). Cette forêt était constituée de végétation exclusivement terrestre lors de la première

mise sous réserve en 1934 par un arrêté colonial, et couvrait une superficie de près de 12 400 ha (Mengone Ango, 2007). Ces différentes activités lui ont valu des classements et déclassements successifs de 1951 à 1983 jusqu'à aboutir finalement à son statut juridique d'aire protégée, avec la superficie et les limites connues aujourd'hui. Des trois aires protégées de l'Arc d'émeraude, l'arboretum est l'espace présentant la plus grande diversité floristique (Lachenaud *et al.*, 2013).

- **Le Parc National d'Akanda** (53 700 ha) est lui aussi situé au nord de Libreville. Il s'étend principalement autour de la baie et de la Mondah. Il est constitué de mangroves composées majoritairement de trois espèces : *Avicennia nitida* Sessé & Moc., *Rhizophora harrisonii* Leechm. et *Rhizophora racemosa* Mey. (Lebigre, 1983), composition conforme à la faible diversité spécifique des mangroves du Gabon (Spalding, 1997). Les mangroves sont considérées comme l'un des écosystèmes les plus productifs en termes de services écosystémiques (Giry *et al.*, 2017). Dans l'Arc d'émeraude, elles assurent de nombreux services dont la fourniture en ressources halieutiques commercialisables (David et Cillaurren, 2018). La présence d'anciens villages de pêcheurs à Moka et Nendé, au nord de Libreville (Ekouala, 2013), en témoigne. Une autre des particularités de ce site est qu'il abrite une riche population avifaune migratrice et endémique (Ndong Ondo, 2008), qui constitue une station et un habitat important pour ces espèces.

- **Le Parc National de Pongara** (87 000 ha) est situé dans la partie sud de Libreville sur la rive gauche de l'estuaire du Gabon. Majoritairement constitué de forêts de mangroves, il s'étend de la pointe Denis jusqu'à l'embouchure du Komo. Les formations de palétuviers peuvent y atteindre plus de 60 mètres de haut (l'une des plus hautes au monde) (Hansen, 2017). Ce site est également connu pour être un des sites privilégiés pour la ponte des tortues luths (*Dermochelys coriacea*) (Sounguet, 2009).

Hormis les aires protégées autour de Libreville, d'autres espaces naturels jouent également un rôle essentiel dans la fourniture de plusieurs services écosystémiques. Il s'agit des formations de mangroves du sud-est de Libreville, dans la zone d'Owendo et Nkok, ou encore celles du nord de Libreville, dans la nouvelle commune d'Akanda et du cap Estérias (Figure 1). L'ensemble des mangroves de ces sites subit une pression anthropique importante. Pourtant, l'article-64 du code de l'environnement de 2014 au Gabon leur confère un statut juridique spécial afin d'assurer leur préservation. L'absence de délimitations clairement définies dans un contexte de forte expansion urbaine pourrait néanmoins être une des raisons de la réduction de ces habitats.

2.2 Itinéraire méthodologique

Il n'existe toujours pas de consensus sur la méthodologie à adopter pour la cartographie des services écosystémiques (Le Clec'H *et al.*, 2016). L'approche la plus simple, et en même temps celle qui est largement employée, est celle qui consiste à utiliser la cartographie d'occupation du sol comme indicateur de service écosystémique (Crouzat *et al.*, 2017). C'est cette approche que nous avons privilégiée. Deux étapes principales ont été suivies : il s'est agi, dans un premier temps, d'établir une cartographie d'occupation du sol en précisant les différents couverts forestiers en présence pour, dans un second temps dériver de ces types d'occupation du sol en une cartographie des stocks de carbone. Ces deux étapes de traitement sont conditionnées par les données satellitaires disponibles : les données optiques, qui forment le jeu de données principales permettant de passer des états de surface à la cartographie de l'occupation du sol, et les données radar altimétrique, qui permettent quant à elle de préciser les typologies végétales pour la mangrove en intégrant la dimension hauteur du couvert forestier dans l'estimation du stock de carbone (Bhomia et Kauffman, 2014).

2.2.1 Données satellitaires optiques

Pour la cartographie de l'évolution du couvert forestier en contexte de forte nébulosité dans l'agglomération de Libreville, nous avons ciblé une série cohérente de données sur la plus longue période possible, afin d'appréhender les dynamiques qui se sont opérées sur ce territoire. Nous avons utilisé des images de la série Landsat (Enhanced Thematic Mapper Plus et Operational Land Imager) issues des deux dernières décennies. La politique de bancarisation des données de l'*United States Geological Survey* (USGS), qui consiste à conserver l'ensemble de l'archive (y compris les données très nuageuses), est un atout important pour cette région à forte nébulosité. À défaut d'offrir des images permettant l'analyse temporelle, elle fournit les données nécessaires pour créer des synthèses d'images représentatives de périodes clés. La constellation Landsat présente aussi l'avantage d'avoir conservé une résolution spatiale et spectrale comparable entre les différents satellites, ce qui permet de réaliser plus facilement des études sur l'évolution d'un phénomène.

L'image la plus ancienne bancarisée sur notre zone d'étude, date de 1984 et est issue du premier satellite Landsat mis en orbite en 1972. Cependant, pour des raisons de nébulosité des images, la plus ancienne utilisée dans notre étude date de 2000. En outre, la forte nébulosité quasi permanente de la zone d'étude contraint à utiliser plusieurs images pour réaliser des mosaïques annuelles sans nuages. Ainsi, la première période (nommée 2001) a nécessité quatre images datant de deux années différentes (2000 et 2001). La seconde période (nommée 2018) a nécessité trois images réparties sur 2017 et 2018 (cf. Tableau 1).

	Produit	Localisation de la scène (path/row)	Résolution spatiale (m)	Date d'acquisition	Couverture nuageuse (scène complète) (%)	couverture nuageuse (image de synthèse) (%)
Période 2001	Landsat 7 ETM+	186/60	30 x 30	07/04/2000	23	3.9
				12/07/2000	56	
				13/06/2001	49	
				31/07/2001	13	
Période 2018	Landsat 8 OLI	186/60	30 x 30	14/04/2017	25	1.9
				19/07/2017	57	
				22/07/2018	31	

Tableau 1 : Caractéristiques des images Landsat utilisées.

2.2.2 Autres indicateurs issus de données auxiliaires radar

Outre les images optiques Landsat, des produits issus des données radar SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) et ALOS (*Advanced Land Observing Satellite*) sous forme de modèles numériques d'élévation (MNE), datant respectivement de 2000 et 2017, ont été utilisés pour la caractérisation de la hauteur de la canopée des formations de la mangrove de mangrove. Ils ont en commun la disponibilité et la résolution spatiale qui est de 1 arc-seconde à l'équateur, environ 30 mètres. La donnée ALOS a une précision altimétrique de 5 mètres en z contre 16 mètres pour la donnée SRTM. Ces informations vont nous permettre de discriminer les formations mangrove hautes et basses. En effet, les mangroves sont des formations forestières des zones intertidales des littoraux tropicaux dont la distribution est commandée par la marée. Le marnage maximum dans la zone de Libreville est de 2,35 m (Mouyalou, 2017). Donc les variations de hauteur du sol ne dépassent pas 3 m dans les MNE SRTM et ALOS. Toute variation supérieure peut être interprétée comme une contribution de la végétation.

2.2.3 Données de validation

La précision globale des différentes classifications a été évaluée quantitativement grâce à des matrices de confusion (cf. Tableau 2). Les points qui ont permis de produire les différentes matrices de confusion ont été générés aléatoirement et indépendamment du processus de classification pour chacune des périodes. Ils ont été par la suite renseignés en partie grâce à des observations effectuées sur le globe virtuel Google Earth, mais aussi grâce à des missions de terrain effectuées dans la mangrove entre 2018 et 2019.

2.2.4 Détection et masquage des nuages et ombres

- Masquage des nuages et des ombres

Plusieurs méthodes permettent de détecter et de masquer les ombres et les nuages sur des images satellites. Certaines se basent par exemple sur une approche multi-temporelle et donnent des résultats très satisfaisants (Hagolle *et al.* 2010, Zhu et Woodcock, 2014, Candra *et al.*, 2019). Cependant, la détection des nuages et des ombres dans cet article a été faite à partir d'une classification supervisée *monodate*, car ces algorithmes multi-temporels, testés, ne donnent pas de résultats exhaustifs sur les zones avec une forte nébulosité quasi constante (Sanchez *et al.*, 2020). La méthode finalement employée à l'aide du logiciel ENVI (*The Environment for Visualizing Images*) se base uniquement sur les valeurs spectrales des pixels de l'image traitée, avec comme

classes principales les nuages. Selon leur opacité, plusieurs sous-classes ont été formées pour prendre en compte l'hétérogénéité qui les caractérise. Le même principe a également été appliqué aux ombres générées par les nuages, sachant que celles-ci peuvent varier en fonction de l'objet sur lequel elles sont projetées. On aboutit donc à la création de plusieurs classes, dont chacune représente un type de nuage et d'ombre particulier. Ces classes sont ensuite regroupées pour appliquer un masque sur les images, afin de procéder au mosaïquage.

- Production de mosaïques annuelles sans nuages

Pour la production de mosaïques d'images sans nuages, nous avons choisi d'appliquer une méthode simple qui consiste à substituer les pixels d'un *raster* par ceux d'un autre. Le but de cette opération est de remplacer les pixels codés en « zéro » par des pixels non nuageux d'une autre image. Pour chaque période concernée, l'image de base est celle qui a la couverture nuageuse la moins importante au-dessus de la zone d'étude. Si l'ensemble des images impliquées dans le traitement contiennent des masques qui se superposent, il en résulte alors une image de synthèse avec des masques résiduels.

2.2.5 Cartographie des formations végétales et choix des classes

La cartographie de la végétation est un sujet vaste qui regroupe plusieurs champs thématiques dont les objectifs de production et les usages sont tout aussi variés, ce qui fait qu'il existe tout un panorama de cartes de végétations (Ichter *et al.*, 2014). Pedrotti (2012) les classe en trois groupes principaux : les cartes physiologiques, les cartes phytosociologiques et les cartes de la conservation de la végétation. Les premières visent à déterminer les variations structurales des formations végétales des espèces dominantes. Les deuxièmes mettent en avant les associations végétales comme fondement de la typologie. Les troisièmes représentent la végétation selon son niveau de modification à la suite de l'impact anthropique. Ces différentes cartes peuvent donner lieu à la production d'indicateurs dérivés (Ichter *et al.*, 2014). Notre approche, dont la production finale est la cartographie des stocks de carbone, est basée sur des cartes physiologiques. À partir des travaux bibliographiques réalisées sur le même site ou à l'échelle régionale, deux classes principales de végétation sont discriminées : les forêts de mangrove et les forêts terrestres (cf. Tableau 3). Les mangroves ont aisément pu être séparées des autres types de formations végétales par l'usage du canal du moyen infrarouge, particulièrement efficace pour les distinguer (Taureau, 2017).

Pour l'estimation de la quantité de carbone contenue dans la mangrove, si Bhomia et Kauffman (2014) ont retenu les deux critères que sont la hauteur des arbres et le diamètre à hauteur de poitrine (DHP), nous pouvons ici, à partir de données de télédétection, qualifier le critère « hauteur ». Une mangrove est dite moyenne si la majorité des arbres répertoriés dans la placette mesure entre 2 et 10 m. Une mangrove est dite haute si la majorité des arbres est supérieur à 10 m.

Pour l'estimation de la quantité de carbone dans les forêts terrestres, un discriminant commun aux travaux publiés, utilisant des données Landsat, est la distinction entre « forêt dense » et « forêt peu dense », souvent associées aux forêts dégradées (Le Clec'h *et al.*, 2013). Les forêts que nous qualifions ici de denses, sont celles qui ont des caractéristiques spectrales proches des forêts des aires protégées éloignées des centres urbains (réflectances plus fortes dans le PIR, MIR), tandis que les forêts peu denses sont celles qui ont des caractéristiques spectrales similaires aux forêts périurbaines.

Outre la cartographie de la végétation, nous avons également cartographié d'autres classes d'occupation du sol (sol nu, surface artificialisée, tanne, estran et eau) qui viennent en complément aux classes principales, et dont les interactions spatiotemporelles nous permettent de caractériser les dynamiques paysagères.

2.2.6 Classifications d'images

Le processus de classification des images a été réalisé sous ENVI. Le procédé appliqué repose sur une classification supervisée basée sur l'algorithme SVM (*Support Vector Machine*), particulièrement adapté pour des images dont la complexité paysagère et l'hétérogénéité spectrale rendent difficile la classification (Gressin, 2014). L'algorithme se sert des informations spectrales des classes recueillies par le moyen des parcelles d'entraînement, afin de les généraliser sur toute l'image. La création des classes a pu être réalisée par photo-interprétation grâce à plusieurs affichages de la donnée image (compositions colorées) et des améliorations de contraste (rehaussement de l'histogramme). Pour la mangrove, par exemple, l'utilisation du moyen infrarouge selon la composition colorée MIR1, Vert, Bleu, est plus discriminante. Les sols nus et les forêts terrestres sont aisément visibles en produisant une composition colorée dite naturelle (Bleu Vert Rouge).

D'autres sources de données (anciennes cartographies et globe virtuel Google Earth) ont également contribué à définir des zones d'entraînement pertinentes.

L'ajout d'indices calculés à partir des bandes d'origines a également été réalisé pour améliorer la discrimination entre les différentes entités paysagères. Il s'agit des

indices spectraux NDVI (Tucker, 1979) (cf. équation 1), NDWI1 (Gao, 1996) (cf. équation 2) et un indice de brillance (Khan *et al.*, 2001) (cf. équation 3).

$$NDVI = (PIR - R)/(PIR + R) \quad (1)$$

$$NDWI = (PIR - MIR)/(PIR + MIR) \quad (2)$$

$$BI = \sqrt{R^2 + PIR^2} \quad (3)$$

Avec respectivement *PIR*, *R* et *MIR* pour le proche infrarouge, le rouge et le moyen infrarouge.

Chaque indice permet de mettre en évidence certaines caractéristiques de surface. Le NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) met en évidence la végétation en se basant sur la forte réflectance de la chlorophylle dans le canal du proche infrarouge. Le NDWI (*Normalized Difference Water Index*) est sensible aux changements de la teneur en eau liquide de la végétation et des surfaces humides. L'indice de brillance (*Brightness Index* (BI)) permet quant à lui de dissocier les surfaces minérales (surfaces artificialisées, sol nu) des surfaces végétales.

Avant de procéder à l'analyse principale des résultats, les classifications ont été exportées au format vecteur *shape* pour effectuer des post-traitements sous QGIS préférentiellement (réorganisation des couches et post classification). Lorsque les tâches se sont avérées être trop lourdes, Arcgis a été utilisé (calcul de superficies, fusions des couches mangroves avec des données altimétriques, etc.).

2.2.7 Caractérisation de la hauteur de la canopée de la mangrove

Dans le cadre de notre étude, la distinction entre les mangroves hautes et basses a été effectuée en post classification grâce aux modèles numériques d'élévation SRTM et ALOS, respectivement acquises en 2000 et 2017. Par conséquent, pour la caractérisation de la hauteur de la canopée des mangroves, la donnée SRTM a été utilisée sur la mosaïque 2001, alors que pour la période 2018, le MNE issu d'ALOS a été utilisé. Les mangroves basses sont représentées par les valeurs de MNE inférieures à 10 m, tandis que les mangroves hautes sont celles dont les valeurs du MNE sont supérieures à 10 m.

2.2.8 Évaluation de la précision des classifications

Les classifications obtenues peuvent être considérées satisfaisantes (cf. Tableau 2) au regard des indices de précisions et kappas obtenus sur chacune des périodes étudiées (Landis et Koch, 1977).

	2001	2018
Points de vérité terrain	174	124
Précision globale	0.86	0.88
Indice Kappa	0.86	0.85

Tableau 2 : Matrices de confusion et précisions globales des classifications.

2.2.9 Cartographie des stocks de carbone

L'estimation des stocks de carbone dans la végétation de l'agglomération de Libreville s'appuie sur les données d'études de Bhomia et Kauffman (2014), Sullivan *et al.*, (2017) et Toung (2010). Ces différentes études fournissent des valeurs moyennes de stock de carbone par unité de surface. Les travaux de Bhomia et Kauffman (2014) s'appuient sur des mesures (hauteur et DHP) obtenues lors de campagnes de terrains effectuées dans les mangroves de l'Arc d'émeraude. Les valeurs de carbone dans les forêts denses fournies par Sullivan *et al.* (2017), ont également été établies grâce à des données de terrain de hauteur et de DHP recueillies sur l'ensemble des forêts

du bassin du Congo. Quant à l'étude de Toung (2010), la valeur de carbone fournie a été obtenue grâce à l'analyse de données de terrain issues de plusieurs placettes permanentes, établies dans la forêt classée de la Mondah (Figure 2). Les informations sur les quantités moyennes de carbone par unité de surface (cf. Tableau 3) ont été combinées aux cartes d'occupation du sol dans une grille spatiale, régulière et géoréférencée, qui s'étend sur toute la zone d'étude et est caractérisée par des mailles de 1 km de côté.

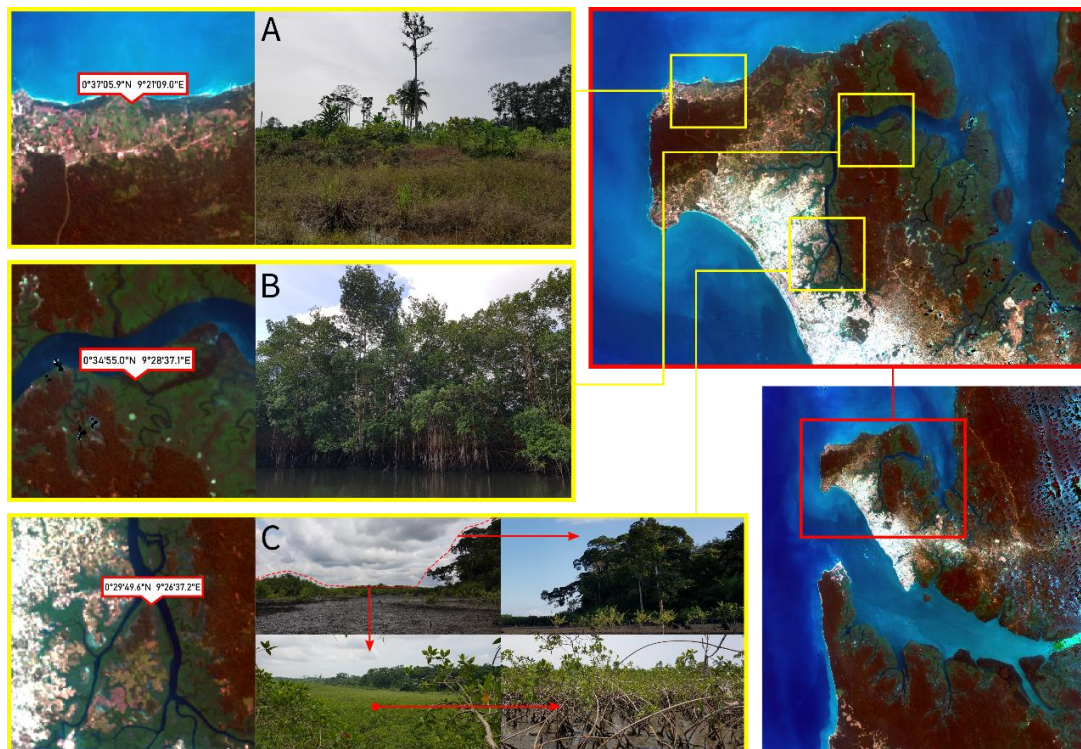


Figure 2 : Photos de terrain des classes végétales. © Benjamin MESSAME ME MBA, 2018, 2019 Image Landsat 8 OLI_TIRS, UTM Zone 32N. (A) Végétation peu dense ; (B) Mangrove haute (C) Mangrove basse et végétation dense

Classes	Mangrove haute	Mangrove basse	Végétation dense	Végétation peu dense
Stock de carbone (t/ha)	204.3	37.5	183	118
Source	Bhomia et Kauffman, 2014		Sullivan <i>et al.</i> , 2017	Toung, 2010

Tableau 3 : Valeurs moyennes des stocks de carbone végétal

Le choix d'une grille semble plus judicieux que celui de limites administratives pour le calcul et la représentation cartographique des stocks de carbone. En effet, les limites administratives disponibles sur notre zone d'étude se restreignent aux départements. La zone d'étude de 6 814

km² ne couvre que deux départements du Gabon. Ce niveau ne permet pas une représentation spatiale fine des stocks du carbone végétal au vu de l'hétérogénéité du territoire. La mise en place de cette grille a consisté en une segmentation géographique régulière, appliquée aux

cartes d'occupation du sol sous Arcgis. Après segmentation, la superficie de chaque classe a été déterminée à l'intérieur de chacune des mailles, puis multipliée par la quantité moyenne de carbone

correspondant (Figure 3). La quantité totale du carbone stocké a été obtenue en additionnant le carbone contenu dans chacune des mailles.

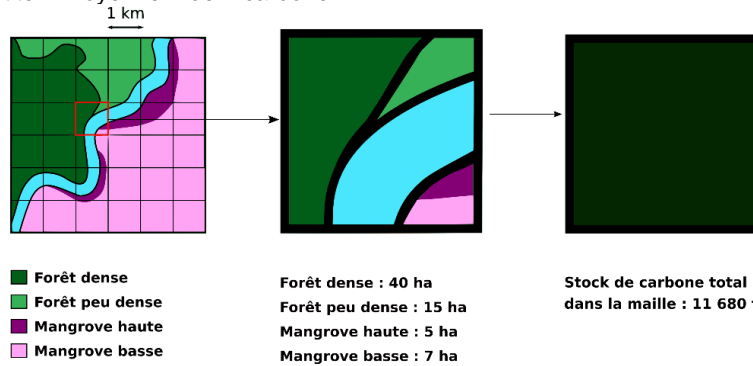


Figure 3 : Exemple d'application de la grille pour le calcul des stocks de carbone par unité d'espace

La figure 4 synthétise l'itinéraire méthodologique de cette étude, de l'image à l'information, à l'échelle kilométrique sur le stockage du carbone.

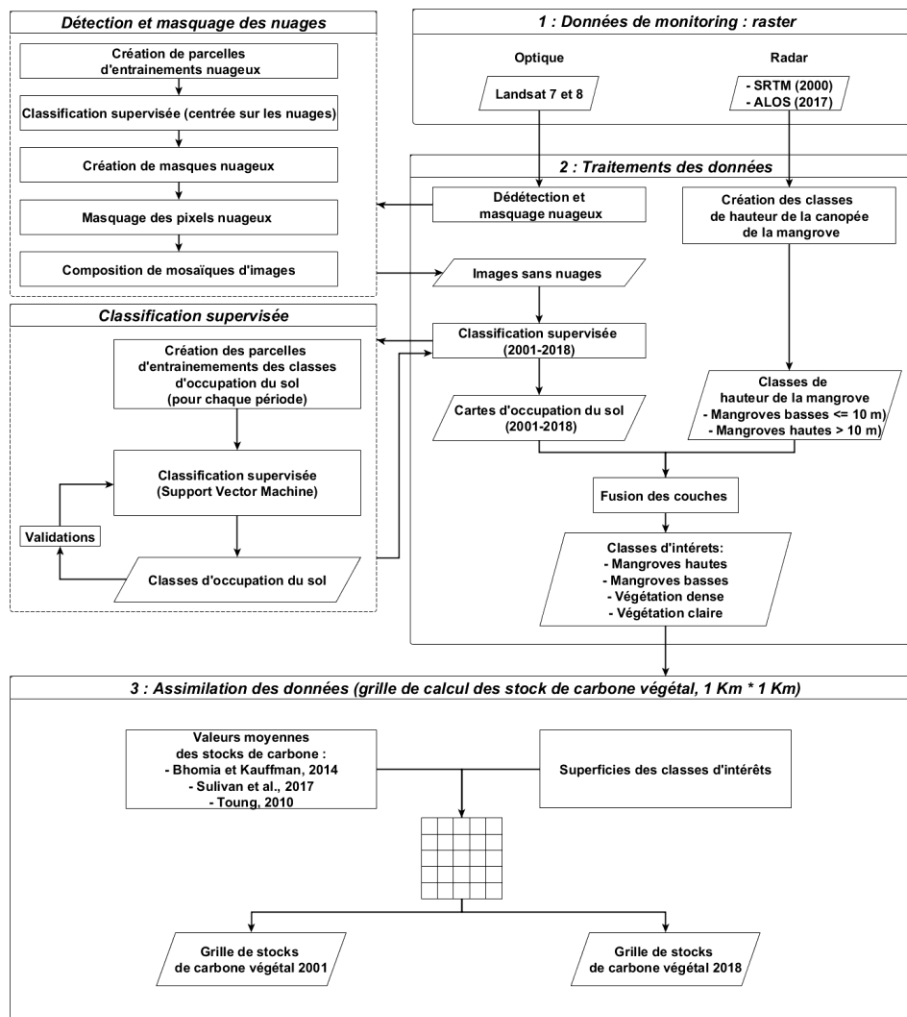


Figure 4 : Schéma méthodologique

3. Résultats et discussion

L'un des critères clés des projets REDD+ est la mise en place d'indicateurs fiables permettant l'évaluation du carbone stocké dans la forêt ainsi que leurs évolutions spatiales et temporelles et ce, à des échelles infranationales. Dans cet objectif, nous avons établi un protocole permettant, à partir de cartes d'occupation du sol *multidates* et de la littérature de : (i) cartographier le bilan carbone de la végétation à une échelle infra départementale, (ii) en étudier la pérennité à moyen terme.

3.1 Dynamique générale d'occupation du sol entre 2001 et 2018

L'état des surfaces en 2001 et 2018 sur la région de Libreville a été obtenu grâce à des images Landsat synthétisées sans nuages pour les besoins de notre étude. Les cartographies obtenues à partir de ces images montrent une région majoritairement occupée par un couvert végétal de type forestier. En 2001, la superficie

totale de la forêt dense a été estimée à 290 218 ha contre 60 976 ha de forêt peu dense. Celle de la mangrove a été estimée à 105 653 ha au total. Les classes les moins représentatives, néanmoins importantes pour notre étude, ont été respectivement estimées à 14 370 et 2 777 ha pour les sols nus et les sols artificialisés. En 2018, la superficie de la forêt dense a été évaluée à 279 548 ha. La forêt peu dense s'étendait sur 62 911 ha de superficie. Quant à la mangrove, elle occupait 104 606 ha, et les classes de sols nus et de sols artificialisés représentaient respectivement 18 087 ha et 7 255 ha de superficie (Figure 5).

Ces données montrent une perte de 10 670 ha de forêt dense et une progression de 1 935 ha pour la forêt peu dense. La mangrove a reculé de 1 047 ha, ce qui correspond à une baisse nette de 1% de sa superficie en 17 ans, soit en moyenne une perte de 66 ha par an. Les surfaces artificialisées et sols nus ont une progression respective de 4 477 ha et 3 717 ha, soit une progression nette de 161 % et 25 %.

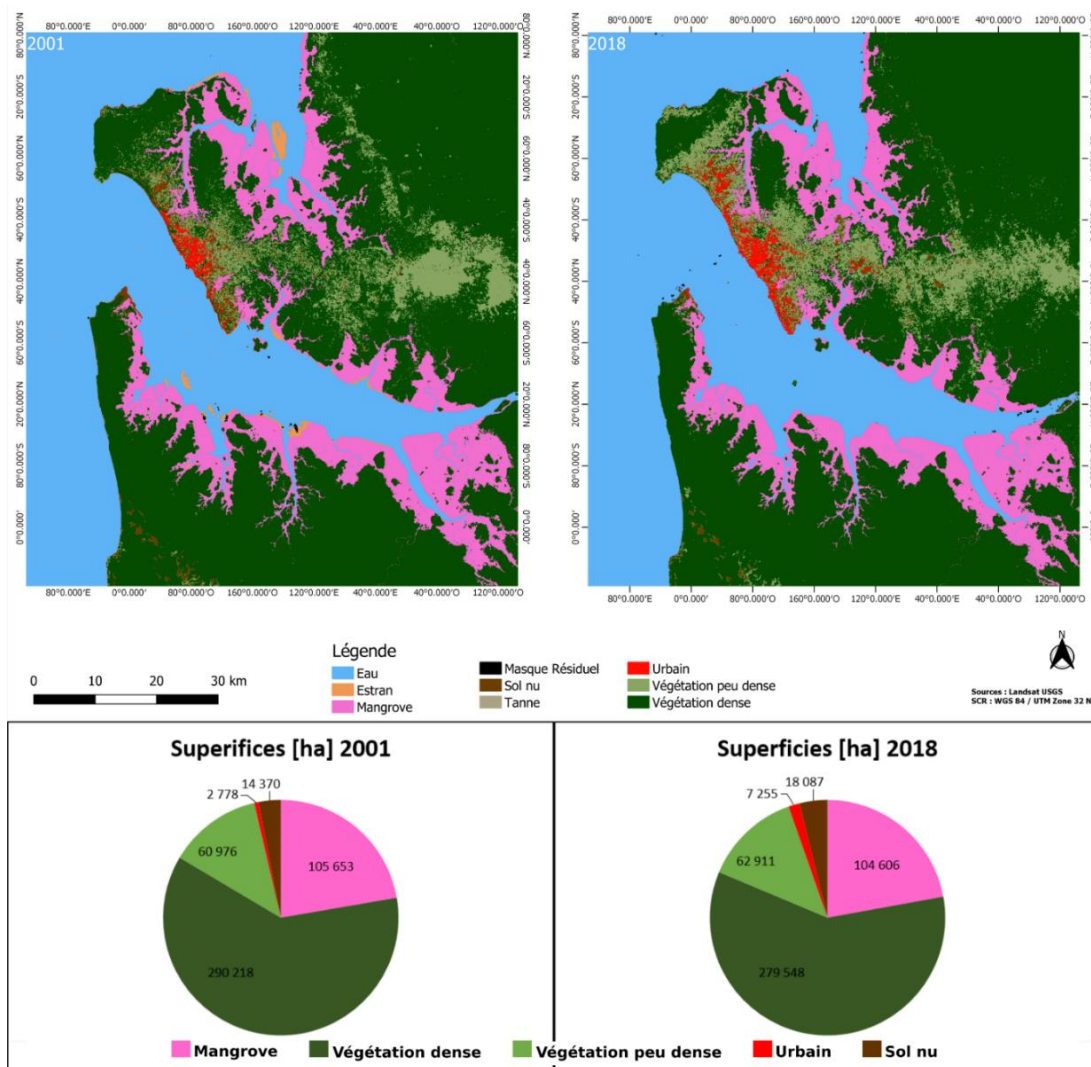


Figure 5 : Cartes d'occupation du sol et résultats statistiques (2001-2018)

3.1.1 Variations spatio-temporelles de la mangrove

L'analyse des dynamiques des superficies de mangrove fait apparaître que 96 % des pertes sont essentiellement localisées à l'extérieur des aires protégées (Figure 6). Cependant, on notera que 42 ha de mangrove ont disparu au sein des aires protégées, dont 31,5 ha dans le parc national de Pongara, et 10,5 ha dans le parc national d'Akanda. La présence d'aires protégées joue indubitablement un rôle majeur dans la conservation des mangroves autour de Libreville.

L'autre fait important ayant probablement contribué au maintien des mangroves est la proximité et l'abondance des forêts terrestres périurbaines. En effet, dans la région de Libreville, les principales causes de perte du couvert forestier sont liées aux activités anthropiques (Okanga-Guay *et al.*, 2019). Les forêts terrestres représentent des espaces beaucoup plus propices pour le développement de ces différentes activités.

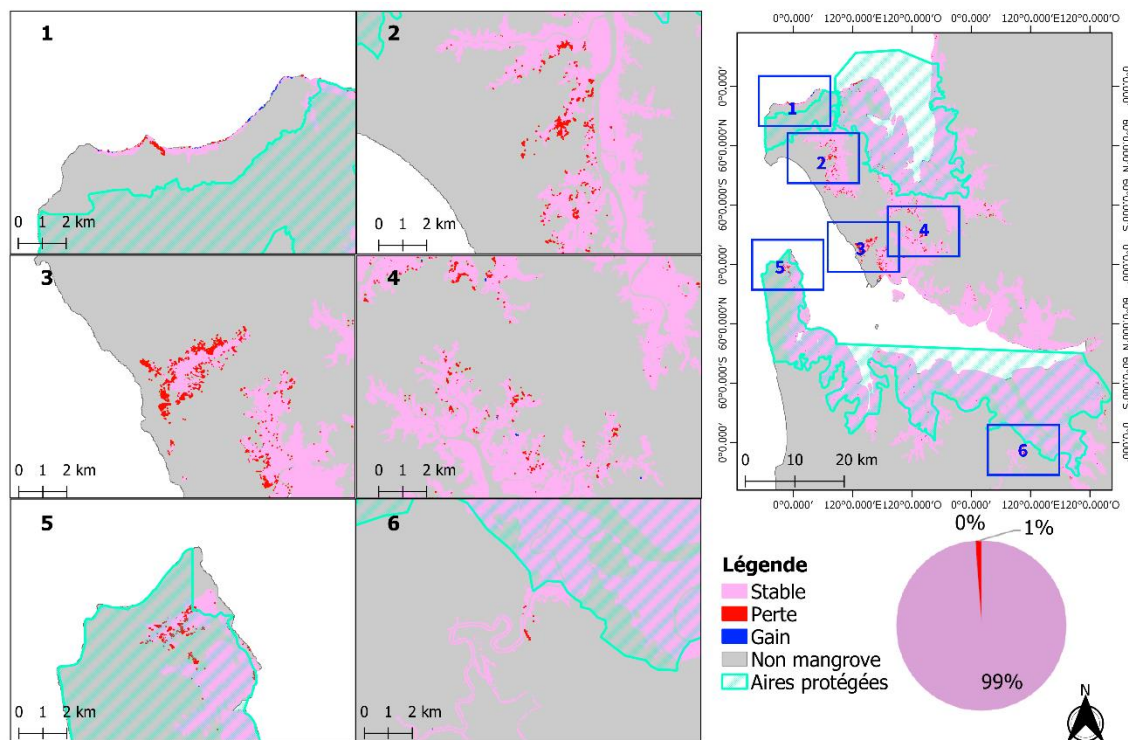


Figure 6 : évolution spatio-temporelle de la mangrove (2001-2018)

3.1.2 Variations spatio-temporelles des forêts terrestres

L'analyse des dynamiques d'occupation du sol fait apparaître 288 687 ha (95%) de couvert végétal stable. Cependant, en 17 ans, 11 864 ha (4%) de végétation dense et peu dense ont été convertis en sol nu ou directement en sols artificialisés (Figure 7), soit 10 000 ha de plus que pour la mangrove. À l'échelle des aires protégées, ces pertes représentent seulement 2% (263 ha) des pertes totales, et près de la moitié (104 ha) a été observée à l'intérieur des limites actuelles de l'arboretum

Raponda Walker. 27 659 ha, soit 9,5 % du couvert forestier dense, ont été transformés en couvert forestier peu dense. L'ajout d'une date intermédiaire entre 2001 et 2018 aurait permis d'évaluer l'existence d'une accélération du processus en cours, en lien avec la croissance de la population et l'étalement urbain. Cependant, la seule date intermédiaire exploitable et disponible (2014) n'offrirait pas un pas de temps pertinent (seulement 4 ans avant 2018) pour fournir suffisamment d'informations sur la dynamique d'occupation du sol.

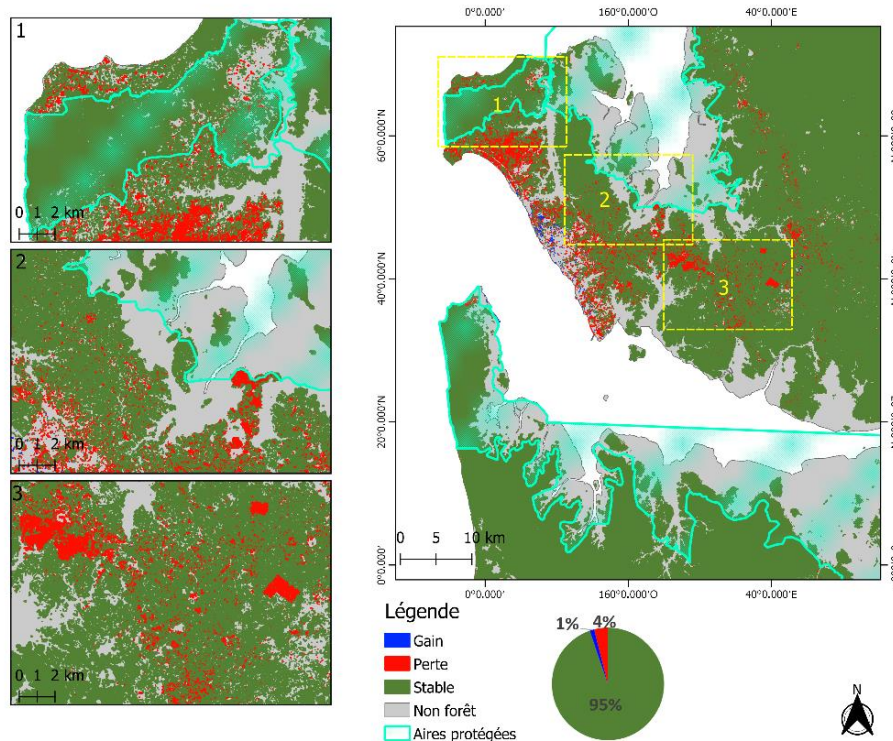


Figure 7 : Évolution spatio-temporelle des forêts terrestres (2001-2018)

Sur cette carte, ne sont représentés que les changements de type (végétation -> sol nu, végétation -> sol urbanisé, ou l'inverse)

Le rôle des aires protégées de l'Arc d'émeraude (arboretum Raponda Walker, parc national de d'Akanda et parc national de Pongara) dont l'objectif global est de garantir à long terme le maintien de la contribution des écosystèmes littoraux au développement durable de la région de Libreville, peut d'ores et déjà être observé. En effet, depuis le sommet de la Terre qui s'est tenu à Rio de Janeiro, le développement durable et la diversité biologique sont devenus deux termes indissociables. L'expansion urbaine ayant entraîné la diminution du couvert forestier et des services environnementaux qu'il abrite se limite pour la plus grande part à l'extérieur de ces aires protégées, à l'exception de la forêt classée de la Mondah, où l'on a pu observer des changements d'occupation du sol plus importants entre 2001 et 2018 (Figure 7) à l'intérieur des limites actuelles de l'arboretum Raponda Walker, comparé aux autres aires protégées. Rappelons aussi que la forêt classée de la Mondah a fait l'objet de plusieurs classements et déclassements au cours de ces dernières années, et a donc été marquée par des activités anthropiques telles que l'agriculture itinérante sur brûlis, des essais de sylviculture d'Okoumé, des exploitations de carrières de sable et gravier, et des activités de sciage et d'abattage de grumes (Hamelin et Lanteigne, 2011 ; Mintsu, 2010). Les modifications importantes au niveau du couvert végétal peuvent également conduire à la perte de nombreux services écosystémiques. Plus une forêt est dense (signes d'une diversité biologique élevée), plus nombreux sont les services écosystémiques que cette forêt est susceptible d'offrir aux populations environnantes (David *et al.*, 2017). Cependant, le service carbone végétal est l'unique service écosystémique qui revêt à la fois une importance locale et internationale, grâce à des programmes ou initiatives telles que REDD+.

3.2 Cartographies du stock du carbone végétal

Les résultats cartographiques de l'occupation du sol produits en amont ont été utilisés comme proxy pour la quantification et la représentation spatio-temporelle des stocks de carbone. La méthode employée utilise uniquement les classes de forêt dense, peu dense, mangroves hautes et basses, et s'effectue à partir du couplage de leurs superficies et de leurs valeurs moyennes de stock de carbone. De cette manière, nous avons pu estimer la quantité totale du carbone de la végétation dans la région de Libreville entre 2001 et 2018 (Figure 8), et ainsi établir une étude comparative de l'évolution du carbone entre ces deux dates.

En 2001, le bilan total de carbone végétal a été estimé à $70\,913\,018 \pm 896$ t. L'ensemble des aires protégées contenait 22,5 % ($15\,953\,838 \pm 1010$) du stock total avec respectivement $1\,535\,061 \pm 813$ t, $3\,029\,954 \pm 683$ t, $11\,388\,823 \pm 1\,139$ t pour l'arboretum Raponda Walker, le parc national d'Akanda et le parc national de Pongara. En 2018, sur l'ensemble du site étudié, ce stock a été évalué à 3,6 % de moins que sa valeur totale de 2001, soit $68\,340\,383 \pm 927$ t. Les aires protégées de l'Arc d'émeraude contenaient 22,4 % du stock total à cette période. L'arboretum Raponda Walker, le parc national d'Akanda et le parc national de Pongara contenaient respectivement $1\,403\,919 \pm 781$, $2\,818\,276 \pm 667$ et $11\,084\,373 \pm 1\,133$ tonnes de carbone. L'ensemble des modifications du couvert végétal dans la région de Libreville a engendré, entre 2001 et 2018, une perte totale de 2 572 635 tonnes de carbone, soit 151 331 tC / an. En retenant une valeur de 40 US \$, le prix de la tonne présentée comme un minimum par la commission Stern et Stiglitz (2017), ce sont donc près de 6 millions de dollars qui ont été perdus

annuellement, l'ensemble des espaces forestiers de l'Arc d'émeraude ayant généré en 2001 une valeur monétaire

potentielle de 2 836,52 à 2 733,61 millions de dollars US au titre de la séquestration du carbone.

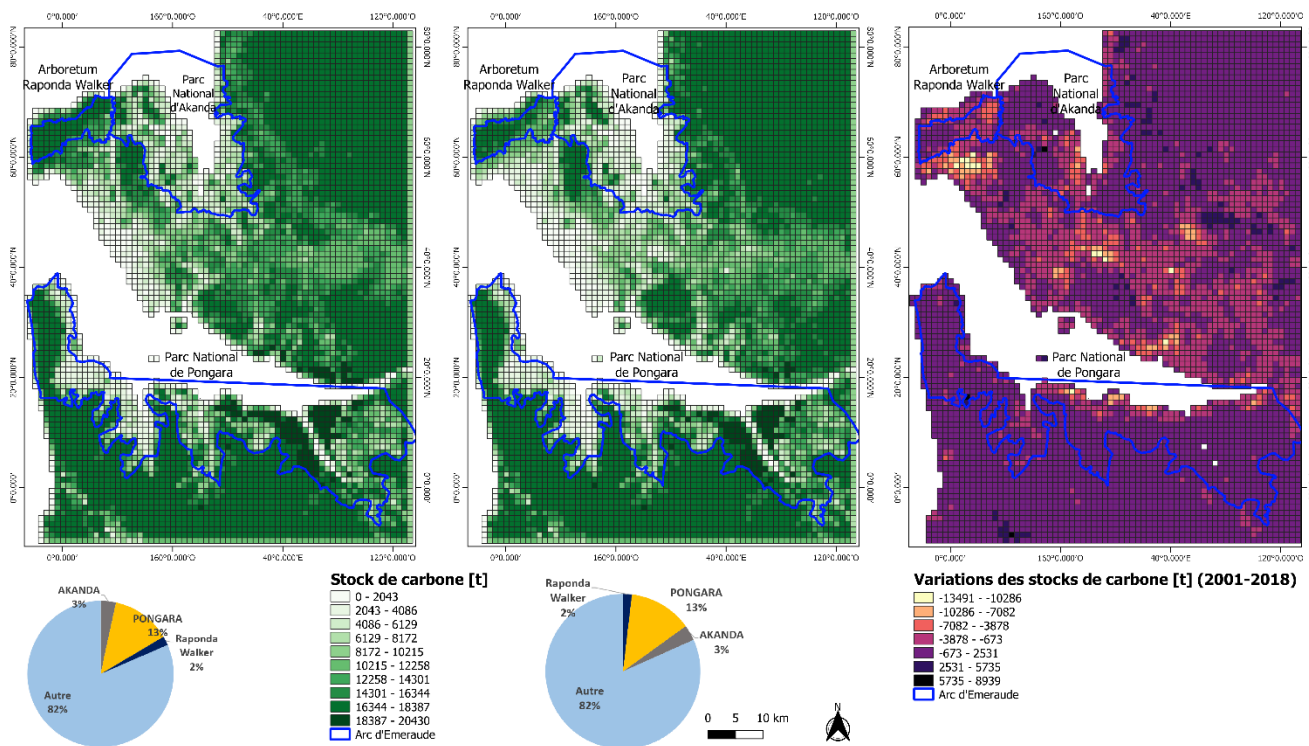


Figure 8 : Cartes des stocks du carbone végétal dans la région de Libreville entre 2001 et 2018

La grille spatiale des stocks de carbone contient des mailles de 1x1 km de dimension (100 ha). La quantité de carbone obtenue dans chacune de ces mailles dépend donc de la proportion mais également du type de végétation contenu dans celle-ci. Dans le cadre de notre étude, les valeurs les plus élevées de stock de carbone sont attribuées à la végétation terrestre dense, qui stocke en moyenne 216 tC/ha. Une maille de la grille entièrement occupée par cette classe est donc estimée à 21600 tC.

La quantité totale du stock de carbone estimée dans la région de Libreville aurait certainement été plus élevée comparée aux résultats obtenus, si l'on avait pris en compte dans notre démarche l'ensemble des écosystèmes étudiés (végétation et sol). En effet, les sols des écosystèmes forestiers représentent également des puits de carbone considérables (Lescuyer et Locatelli, 1999). La mangrove, par exemple, dans la région de Libreville, contient en moyenne 984,8 ± 32.6 tC/ha (écosystème total) (Bhomia et Kauffman, 2014). En Guyane, des valeurs similaires sont également attribuées aux écosystèmes de mangrove (Walcker *et al.*, 2018). Pour ce qui est de la végétation terrestre dans les forêts tropicales, les valeurs de stock de carbone dans le sol atteignent également des quantités importantes. Compte tenu de la variabilité de ce paramètre et de la non-disponibilité de données fiables sur notre zone d'étude, nous avons limité le calcul des stocks de carbone à celui de la biomasse aérienne, facilement accessible par les données de la télédétection. De plus, les valeurs de stock de carbone dans le sol sont estimées à des profondeurs spécifiques qui peuvent varier d'une région à une autre.

L'avantage de cette méthode est qu'elle est relativement simple à mettre au point et nécessite peu de moyens techniques pour être élaborée. Les documents cartographiques sont directement intégrables dans les

systèmes d'information des gestionnaires. De plus, l'usage de l'imagerie satellitaire offre la possibilité de changer d'échelle d'étude et de l'adapter à des territoires restreints. Cela peut constituer un atout considérable dans le cadre de projets visant à bénéficier des compensations monétaires pour la conservation d'espaces naturels. Cependant, les résultats sur l'évaluation du stockage de carbone dans la biomasse aérienne sont directement liés à ceux des cartographies du couvert végétal. La qualité de ces cartographies dépend donc de la nature des images utilisées (Panzou *et al.*, 2016). L'usage des données Sentinel 2 déjà disponibles à la place des Landsat, pourrait par exemple permettre d'affiner l'estimation du stock de carbone. Le passage du paradigme occupation du sol à celui du stock de carbone, et sa traduction aisée en valeur monétaire, sont sans doute plus parlants pour les décideurs.

4. Conclusion

Les forêts tropicales remplissent un nombre important de services écosystémiques. Parmi ceux-ci, le stockage du carbone a une place particulière au niveau international car il est plus quantifiable et monnayable. Cela a amené à la mise en place de programmes tels que REDD et REDD+ dans les pays mettant en place des systèmes de gestion,

de protection et de suivi des écosystèmes forestiers, en utilisant des compensations sur le carbone préservé.

Notre étude a montré que les produits de télédétection apportent une information pertinente pour la quantification des stocks de carbone de manière continue à l'échelle de gestion d'un territoire. Même dans les cas où la couverture nuageuse était importante, nous avons pu utiliser des données de télédétection grâce à la bonne répétitivité et à la profondeur temporelle des acquisitions des satellites Landsat.

Les résultats obtenus montrent que les mangroves sont globalement assez stables entre 2001 et 2018, grâce aux différentes aires protégées et surveillées mises en place autour de Libreville. En revanche, autour de la capitale, un recul net des zones de végétation et une dégradation ont été observés. Ceci est principalement dû à la dynamique démographique de Libreville et de sa périphérie. Ces études préliminaires montrent l'importance de la mise en place d'aires protégées, mais aussi de politiques de gestion raisonnées en dehors de ces zones, pour la préservation des services offerts par la forêt. De telles politiques de gestion pourraient tirer profit de la mise en place de protocoles de cartographies (comme celui utilisé dans cette étude) pour le suivi des écosystèmes forestiers dans le cadre de programmes REDD+.

5. Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'Agence française de développement (AFD) pour le financement du projet Arc d'émeraude dans lequel ce sont inscrits ces travaux de recherche, et l'Agence nationale des bourses du Gabon (ANBG).

6. Références

Abernethy, K., Maisels, F., White, L.J.T., 2016. Environmental Issues in Central Africa. Annual Review of Environment and Resources, 41 p.

ATIBT. 2019. Le Gabon a décidé de s'engager dans le processus REDD+. URL <https://www.atibt.org/fr/le-gabon-a-decide-de-sengager-dans-le-processus-redd/>

Aleman, J.C., Jarzyna, M.A., Staver, A.C., 2018. *Forest extent and deforestation in tropical Africa since 1900*. Nat Ecol Evol 2, 26–33.

Allogho-Nkoghe F., 2013. *Libreville, la ville et sa région, 50 ans après Guy Lasserre. Connaissances et Savoirs*. 342 p.

Bhomia, R., Kauffman, J.B., 2014. Carbone bleu du Gabon : Evaluation de la forêt de mangroves et des stocks du carbone du sol au Gabon Final Report. p. 5 - 17

Bellassen, V., Crassous, R., Dietzsch, L., Schwartzman, S., 2008. Réduction des émissions dues à la déforestation et à la dégradation des forêts : quelle contribution de la part des marchés du carbone ? 44 p. Etude Climat n°14 Rapport sur le climat de la Mission Climat de la Caisse des Dépôts

Brandon. 2014. *Ecosystem Services from Tropical Forests: Review of Current Science*. CGD Working Paper 380. Washington, DC: Center for Global Development, 85 p.

Candra, D.S., Phinn, S., Scarth, P., 2019. *Cloud and cloud shadow masking using multi-temporal cloud masking algorithm in tropical environmental*. Int. Arch. Photogramm. Remote Sens. Spatial Inf. Sci. XLI-B2, 95–100. <https://doi.org/10.5194/isprsarchives-XLI-B2-95-2016>

Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. Nature 486, 59–67.

Crouzat, É., Byczek, C., Lasseur, R., Cordonnier, T., Longaretti, P.-Y., Lavorel, S., 2017. *Cartographier les services écosystémiques : quelles données, quels modèles, quelles incertitudes ? Exemple autour du bassin de vie de Grenoble*. 30 p.

David, G. Cillaurren E., 2018. *Méthodologie du calcul de l'évaluation monétaire du service de soutien des mangroves en matière de renouvellement des stocks d'espèces halieutiques exploitée*. Montpellier/Libreville. Projet Arc d'Emeraude, volet Rôle des mangroves pour le renouvellement des stocks des espèces halieutiques exploités, lot Analyse de la valeur des services écosystémiques des milieux littoraux de l'Arc d'Emeraude, 18 p.

David, G., Cillaurren E., Failler, P. 2017. *Revue et analyse des services écosystémiques de l'Arc d'Emeraude*. Montpellier/Libreville. Projet Arc d'Emeraude, lot Analyse de la valeur des services écosystémiques des milieux littoraux de l'Arc d'Emeraude, 30 p.

De Wasseige, C., Flynn, J., Louppe, D., Hiol Hiol, F., Mayaux, P., 2014. *Les forêts du bassin du Congo – Etat des Forêts*. EU Science Hub - European Commission. URL <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/books/les-ts-du-bassin-du-congo-etat-des-ts-2013>

Demaze, M.T., Ngoufo, R., Tchawa, P., 2015. *Du savoir vers le savoir-faire : évolution de la conception de la REDD+ et contraintes à sa mise en œuvre en Afrique centrale*. Natures Sciences Sociétés Supplément, 91–101.

Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F. S. & Tilman, D. 2006. *Biodiversity loss threatens human well-being*. PLoS Biol. 4, 1300–1305

Ekouala, L., 2013. *Le développement durable et le secteur des pêches et de l'aquaculture au Gabon : une étude de la gestion durable des ressources halieutiques et leur écosystème dans les provinces de l'Estuaire et de l'Ogooué Maritime*. Thèse Université du Littoral Côte d'Opale, 408 p.

FAO, 2017. *Données forestières de base pour la REDD+ en Côte d'Ivoire* 32.

Fuller, D. O. (2006). *Tropical forest monitoring and remote sensing: A new era of transparency in forest governance?* Singapore Journal of Tropical Geography, 27(1), 15-29.

Gao, B., 1996. *NDWI—A normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space*. Remote Sensing of Environment 58, 257–266.

- Giry, F., Binet, T., Keurmeur, N., 2017. *Les bénéfices de la protection des mangroves de l'outre-mer français par le Conservatoire du littoral : une évaluation économique à l'horizon 2040*. Études caribéennes. <https://doi.org/10.4000/etudescaribeennes.10485>
- Gressin, A., 2014. *Mise à jour d'une base de données d'occupation du sol à grande échelle en milieux naturels à partir d'une image satellite THR*. Thèse Université René Descartes - Paris V, 226 p.
- Hagolle, O., Huc, M., Pascual, D.V., Dedieu, G., 2010. *A multi-temporal method for cloud detection, applied to FORMOSAT-2, VEN μ S, LANDSAT and SENTINEL-2 images*. Remote Sensing of Environment 114, 1747–1755.
- Hamelin, C., Lanteigne, F., 2011. Étude diagnostic de la mise en place d'une Forêt modèle au Gabon et identification des utilisateurs et des enjeux sur le territoire, 62 p.
- Hansen, K., 2017. *Gabon's Towering Mangroves*. URL <https://earthobservatory.nasa.gov/images/90251/gabon-s-towering-mangroves>
- Holmgren, P., & Thuresson, T. 1998. *Satellite remote sensing for forestry planning — a review*. Scandinavian Journal of Forest Research, 13(1-4), 90-110.
- Ichter, J., Evans, D., Richard, D., Poncet, L., Spyropoulou, R., Pereira Martin. *Terrestrial habitat mapping in Europe: an overview*. 2014 Publications Office, Luxembourg, 154 p.
- Iverson, L. R., Graham, R. L., & Cook, E. A. 1989. *Applications of satellite remote sensing to forested ecosystems*. Landscape ecology, 3(2), 131-143
- Kauffman, J.B., Bhomia, R.K., 2017. Ecosystem carbon stocks of mangroves across broad environmental gradients in West-Central Africa: Global and regional comparisons. PLOS ONE 12, e0187749.
- Khan, N.M., Rastoskuev, V.V., Shalina, E.V., Sato, Y., 2001. *Mapping Salt-affected Soils Using Remote Sensing Indicators - A simple approach with the use of GIS IDRISI*, 5 p.
- Lachenaud, O., Stévant, T., Ikabanga, D., Ndjabounda, S., Tariq ; Ndjabounda. E., Walters, G., 2013. *Les forêts littorales de la région de Libreville (Gabon) et leur importance pour la conservation : description d'un nouveau Psychotria (Rubiaceae) endémique*. Plecevo 146, 68–74. <https://doi.org/10.5091/plecevo.2013.744>
- Landis, J.R., Koch, G.G., 1977. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. Biometrics 33, 159–174.
- Landsat 9, n.d. URL https://www.usgs.gov/land-resources/nli/landsat/landsat-9?qt-science_support_page_related_con=0#qt-science_support_page_related_con
- Le Clec'h, S., Oszwald, J., Jégou, N., Dufour, S., Cornillon, P.A., Miranda, I. de S., Gonzaga, L., Grimaldi, M., Gond, V., Arnauld de Sartre, X., 2013. *Cartographier le carbone stocké dans la végétation : perspectives pour la spatialisation d'un service écosystémique*. Bois for. trop. 316, 35 p.
- Le Clec'h, S.L., 2016. *Spatialisation des services écosystémiques en contexte de front pionnier amazonien. Analyse critique d'un outil de la gestion environnementale*. Thèse Université Rennes 2, 423 p.
- LEBIGRE, J.-M., 1983. *Les mangroves des rias du littoral gabonais. Essai de cartographie typologique*. Bois et Forêts des Tropiques, 199, 3-28.
- Lescuyer, G., Locatelli, B., 1999. Rôle et valeur des forêts tropicales dans le changement climatique. 80 p.
- Lewis, S. L., Edwards, D. P. & Galbraith, D. 2015 *Increasing human dominance of tropical forests*. Science **349**, 827–832
- Mengone Ango, A.Y., 2007. *Installation des placettes permanentes à but pédagogique pour le suivi de la croissance des peuplements forestiers d'Okoumé : Analyse des résultats préliminaires*
- Millenium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystem and human well-being: synthesis*. Washington D.C. Island Press.
- Mintsa, M., 2010. Double juridiction de la forêt gabonaise : cas de la forêt de Mondah. <https://www.memoireonline.com/10/10/4052/Double-juridiction-de-la-forêt-gabonaise--cas-de-la-forêt-de-Mondah.html>.
- Mouyalou, V.M.T., 2017. Dynamique morphosédimentaire d'un segment côtier sableux : du Lycée Léon Mba (Libreville) à La Sablière (Baie d'Akouango) 345.
- Ndong Ondo, G., 2008. Développement d'un produit écotouristique dans le parc national d'Akanda : l'ornithologie, 68 p.
- Nguema, R.-M., 2005. *Développement de la ville, découpage et appropriation des territoires urbains au Gabon : le cas de Libreville*. Belgeo. Revue belge de géographie 481–498.
- Okanga-Guay, M., Assoumou, E.O., Aken, I.A., Simba, C.M., Mombo, J.-B., Ebanega, M.O., Mbadinga, M., Rogombe, L., Mouketou-Tarazewicz, D., 2019. Suivi des changements spatiaux et environnementaux dans les mangroves de la province de l'Estuaire du Gabon, 28 p.
- Pachauri, R. K., Allen, M. R., Barros, V. R., Broome, J., Cramer, W. (2014) : Climate Change 2014 : Synthesis Report. *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* / R. Pachauri and L. Meyer (editors), Geneva, Switzerland, IPCC, 151 p., ISBN: 978-92-9169-143-2 .
- Panzou, G.J.L., Doucet, J.-L., Loumeto, J.-J., Biwole, A., Bauwens, S., Fayolle, A., 2016. *Biomasse et stocks de carbone des forêts tropicales africaines (synthèse bibliographique)*. Biotechnol. Agron. Soc. Environ, 15 p.
- Pedrotti, F., 2012. *Plant and Vegetation Mapping*. Springer Science & Business Media. 303 p.
- Présidence de la République Gabonaise. (2016, 5 octobre). *Communiqué du 5 octobre 2016. Bon état du couvert forestier. La forêt gabonaise désormais sous surveillance satellitaire*. https://earthobservations.org/documents/afrigeoss/2016_11_ageos_foret_gabonaise_sous_surv_satellitaire.pdf
- Quinet, A., Baumstark, L., Centre d'analyse stratégique (France), 2009. La valeur tutélaire du carbone. Documentation française, Paris.

- Rainforest Foundation UK, 2013. Planter pour détruire ? <https://www.rainforestfoundationuk.org/media.ashx/seed-s-of-destruction-2013-french.pdf>
- Sanchez, A. H., Picoli, M. C. A., Camara, G., Andrade, P. R., Chaves, M. E. D., Lechler, S., ... & Queiroz, G. R. 2020. *Comparison of Cloud Cover Detection Algorithms on Sentinel-2 Images of the Amazon Tropical Forest. Remote Sensing*, 12(8), 1284.
- Sounguet, G.-P., 2009. Threats to nesting Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in Pongara National Park, Gabon, p.15.
- Slik 2015. *An estimate of the number of tropical tree species* PNAS | June 16, | vol. 112 | no. 24 pp. 7472–7477
- Sosef, M.S.M., Dauby, G., Blach-Overgaard, A., van der Burgt, X., Catarino, L., Damen, T., 2017. Exploring the floristic diversity of tropical Africa. *BMC Biology*, 15 p.
- Spalding, M., 1997. *World Mangrove Atlas*. International Society for Mangrove Ecosystems, 336 p.
- Stern N., Stiglitz J.E. (dir.). 2017. *Report of the High Level Commission on carbon prices*. CPLC-World Bank, Washington/Paris, 61 p.
- Sullivan, M.J.P., Talbot, J., Lewis, S.L., Phillips, O.L., Qie, L., Begne, S.K., Chave, J., Cuni-Sanchez, A., Hubau, W., Lopez-Gonzalez, G., Miles, L., Monteagudo-Mendoza, A., Sonké, B., Sunderland, T., ter Steege, H., White, L.J.T., Affum-Baffoe, K., Aiba, S., de Almeida, E.C., de Oliveira, E.A., Alvarez-Loayza, P., 2017. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Scientific Reports*, 12 p.
- Shukla P.R., Skea J., Calvo E. Buendia, V. Masson-Delmotte, 2020 *Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems*. IPCC geneva. 829 p.
- Taureau, F., 2017. *Cartographie harmonisée des mangroves de l’Outre-mer français*. Thèse Université de Nantes, 248 p.
- TEEB 2010. *Mainstreaming the Economics of Nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*, Nairobi/Bruxelles, UNEP/UE, 49 p.
- Therme, T., 2014. *Les services d’usage indirect fournis par les écosystèmes marins et côtiers : l’exemple de la Guadeloupe*. URL <https://journals.openedition.org/etudescaribeennes/6790>
- Toung, D., 2010. *Estimation de la quantité de carbone stockée par une forêt en reconstitution : cas d’une jeune jachère dans la forêt classée de la Mondah*. Mémoire Online, URL <https://www.memoireonline.com/12/10/4178/Estimation-de-la-quantite-de-carbone-stockee-par-une-fort-en-reconstitution-cas-dune-jeune-j.html>
- Tucker, C.J., 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment* 8, 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
- Van Der Werf, G.R., Morton, D.C., DeFries, R.S., Olivier, J.G.J., Kasibhatla, P.S., Jackson, R.B., Collatz, G.J., Randerson, J.T., 2009. CO₂ emissions from forest loss. *Nature Geoscience* 2, 737–738.
- Walcker, R., Gandois, L., Proisy, C., Corenblit, D., Mougín, É., Laplanche, C., Ray, R., Fromard, F., 2018. Control of “blue carbon” storage by mangrove ageing: Evidence from a 66-year chronosequence in French, 14 p.
- Weber, J.-L., 2014. Ecosystem natural capital accounts: a quick start package for implementing Aichi Biodiversity Target 2 on Integration of Biodiversity Values in National Accounting Systems in the context of the SEEA Experimental Ecosystem Accounts. 288 p.
- Zhu, Z., Woodcock, C.E., 2014. Automated cloud, cloud shadow, and snow detection in multitemporal Landsat data: An algorithm designed specifically for monitoring land cover change. *Remote Sensing of Environment* 152, 217–234.

Titre et légendes en anglais

CARBON STOCK EVOLUTION ESTIMATES FROM LANDSAT IMAGE SERIES OF DIFFERENT FORMATIONS IN THE COASTAL EQUATORIAL ENVIRONMENT, CASE OF FREEVILLE, GABON

Figure 1: Location of the study area in northwestern Gabon.

Figure 2: Zoom on the land use classes identified from the Landsat OLI_TIRS 2018 image, their thematic correspondence in the field and geographic coordinates of the photos in UTM Zone 32N. © Benjamin MESSAME ME MBA, 2018, 2019. (A) low vegetation density ; (B) high mangrove ; (C) low mangrove and dense vegetation.

Figure 3: Example of the application of the grid to calculate carbon stocks per unit of space.

Figure 4: Framework.

Figure 5: Land Cover in 2001 (left) and 2018 (right).

Figure 6: Change in mangrove cover between 2001-2018 (from the Landsat image).

Figure 7: Change in forest cover between 2001-2018 (from Landsat image).

Figure 8: Vegetation carbon stock in the Libreville region between 2001 and 2018.

Table 1: Landsat images used.

Table 2: Confusion matrices and overall classification accuracies.

Table 3: Average vegetation carbon stock values.