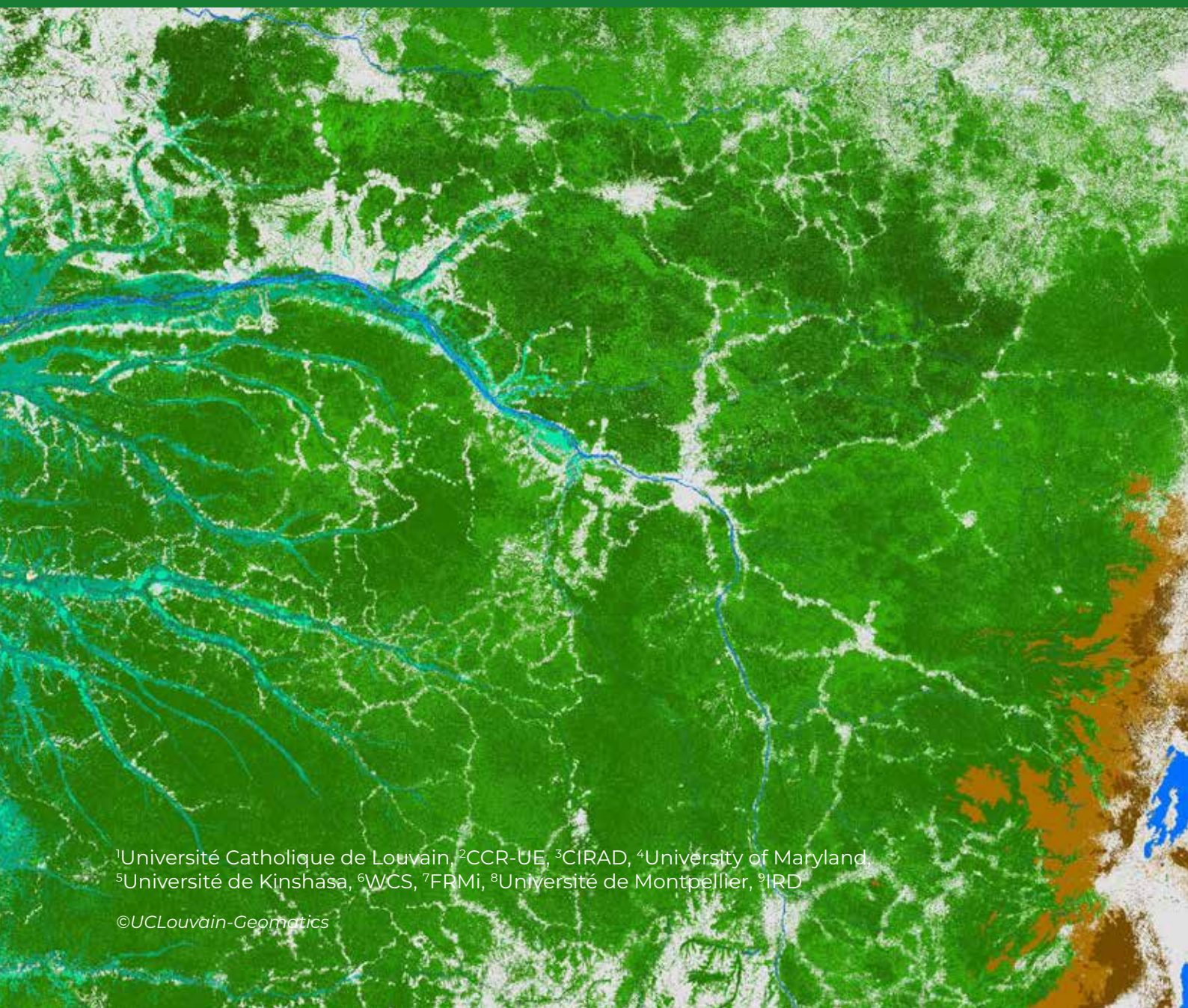


Répartition des types de forêts et évolution selon leur affectation

Auteurs : Juliette Dalimier¹, Frédéric Achard², Baptiste Delhez¹, Baudouin Desclée², Clément Bourgoïn², Hugh Eva², Sylvie Gourlet-Fleury^{3,8}, Matthew Hansen⁴, Jean-Paul Kibambe^{5,6}, Frédéric Mortier^{3,8}, Pierre Ploton^{3,9}, Maxime Réjou-Méchain^{3,9}, Christelle Vancutsem², Quentin Jungers^{1,7}, Pierre Defourny¹

¹Université Catholique de Louvain, ²CCR-UE, ³CIRAD, ⁴University of Maryland, ⁵Université de Kinshasa, ⁶WCS, ⁷FRMi, ⁸Université de Montpellier, ⁹IRD

©UCLouvain-Geomatics



Introduction

Deuxième plus grand bloc de forêts denses humides après l'Amazonie, les forêts d'Afrique centrale représentent un réservoir exceptionnel de carbone et de biodiversité pour les pays concernés et pour la planète entière. Ces forêts offrent des moyens de subsistance à 60 millions de personnes et contribuent à en nourrir 40 millions d'autres dans les centres urbains à proximité. Elles jouent un rôle social et culturel essentiel pour les peuples autochtones et les communautés locales. L'importance des forêts d'Afrique centrale sur les plans écologique, économique, social et culturel a placé celles-ci au cœur des discussions internationales ayant comme objectif de préserver ces écosystèmes uniques et indispensables au bon fonctionnement de la planète.

Les forêts constituent un réservoir dynamique de ressources forestières, de carbone et de biodiversité qui grandit à mesure qu'elles s'étendent et mûrissent, ou, au contraire, se réduit du fait de la déforestation et de la dégradation forestière. Une caractérisation précise des forêts tropicales humides et de leurs dynamiques de changement est nécessaire pour définir les politiques de gestion forestière et de conservation des écosystèmes, en permettant dans le même temps de quantifier la contribution de ces espaces boisés aux flux de carbone mondiaux et de répondre aux défis climatiques à venir. Les efforts nationaux et internationaux pour la protection de ces écosystèmes forestiers reposent notamment sur une planification durable de l'utilisation des terres tant pour l'exploitation forestière que pour la conservation de la nature. Le mécanisme international de réduction des émissions provenant de la déforestation et de la dégradation des forêts (REDD+) encadre les efforts nationaux visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES) et à renforcer l'absorption et le stockage pérenne de ces gaz. La performance des activités REDD+ est évaluée à partir d'un Niveau d'Émissions de Référence pour les Forêts (NERF) estimé à l'échelle nationale.

La nouvelle génération d'images satellitaires constitue une source de données précieuses pour suivre à grande échelle les forêts tropicales souvent difficiles d'accès. Les données d'inventaire d'un grand nombre de concessions forestières ont tout récemment permis de proposer une synthèse de la diversité fonctionnelle des forêts tandis que l'inauguration de la première tour à flux en forêt naturelle augure d'une meilleure compréhension de leur flux de carbone. Toutefois, la rareté des observations de terrain continue de limiter la cartographie de la distribution spatiale des stocks de carbone forestier à l'échelle du bassin.

Ce chapitre propose une synthèse des connaissances en matière de cartographie des forêts tant sur le plan floristique, physiognomique qu'au niveau du carbone, fait le point sur l'évolution des dynamiques forestières et analyse l'impact de l'affectation des terres sur la préservation des écosystèmes forestiers. La dernière section rapporte l'investissement des pays dans le processus REDD+ après avoir introduit les mécanismes du NERF et sa mise en place opérationnelle à l'échelle d'une province.

1.1 Cartographie des forêts

Depuis des décennies, les scientifiques ont tenté d'établir une typologie des formations forestières, qui rende compte de toute la diversité observée dans les forêts d'Afrique centrale. Certaines typologies ont catégorisé la végétation selon des zones phytogéographiques comme Lebrun and Gilbert (1954), Monod (1957), Letouzey (1968) ou Troupin (1966) ou selon les grandes zones chorologiques comme White (1986). Ces typologies traduisent souvent des divergences endémiques de compositions floristiques. D'autres typologies comme celle dite de « Yangambi » (Aubréville 1957) distinguent les différentes classes de végétation sur base d'éléments physiologiques. Aujourd'hui, la multiplication des sources de données et la diversité des enjeux environnementaux encouragent la caractérisation des écosystèmes forestiers selon des approches floristiques, physiologiques et de stock de carbone afin de cartographier leur variété fonctionnelle ou structurelle, de délimiter les habitats naturels menacés ou d'établir un bilan de carbone.

Les travaux se basant sur une étude phytogéographique des forêts s'intéressent à la composition floristique sur base des individus inventoriés sur le terrain. C'est le cas de la synthèse exceptionnelle de Réjou-Méchain et al. (2021) qui décrit les compositions floristiques et fonctionnelles des forêts d'Afrique centrale. De manière complémentaire, les nouvelles données d'observation par satellites à haute résolution spatiale ont permis d'appréhender la structure de la canopée à l'échelle du peuplement forestier pour établir une nouvelle cartographie grâce à la collaboration étroite entre les experts nationaux et l'université Catholique de Louvain. Enfin, une analyse critique des informations cartographiques disponibles sur les stocks de carbone fait le point sur l'état des connaissances.

1.1.1 Composition floristique et fonctionnelle des forêts tropicales d'Afrique centrale

Les inventaires d'aménagement réalisés par 105 concessions forestières réparties sur toute l'Afrique centrale (excepté dans les zones de sols hydromorphes et les zones d'altitude) ont fourni de précieuses informations sur leur composition floristique et fonctionnelle. Un total de plus de 180 000 placettes d'inventaire (soit environ 90 000 ha cumulés) a permis l'analyse de 6 millions d'arbres de plus de 30 cm de diamètre appartenant à 193 taxons bien identifiés et représentant l'essentiel des individus présents dans ces placettes.

La distribution conjointe de l'abondance de l'ensemble de ces taxons, moyennée sur des mailles de 10x10 km², a été modélisée à partir de 24 variables climatiques, d'informations relatives aux types de sols (sableux vs argileux) et d'un indice de pression anthropique, sur une zone couvrant 85 % des forêts denses de terre ferme d'Afrique centrale.

Trois gradients floristiques majeurs ont été mis en évidence par une analyse factorielle des correspondances (AFC), réalisée sur les abondances prédites des taxons à l'échelle régionale : 1) le gradient floristique le plus prononcé est fortement corrélé au climat, qui sépare les zones à saison sèche fraîche et à faible intensité lumineuse (zone atlantique) et les zones ayant un taux élevé d'évapotranspiration (limite nord des forêts d'Afrique centrale) ; 2) le deuxième gradient floristique est fortement corrélé à la saisonnalité et à la température maximale, établissant un contraste entre les zones équatoriales à faible déficit en eau et les zones à fort déficit en eau vers les limites des tropiques ; 3) le troisième gradient floristique met en évidence des variations floristiques plus locales, principalement dues à l'impact de l'homme.

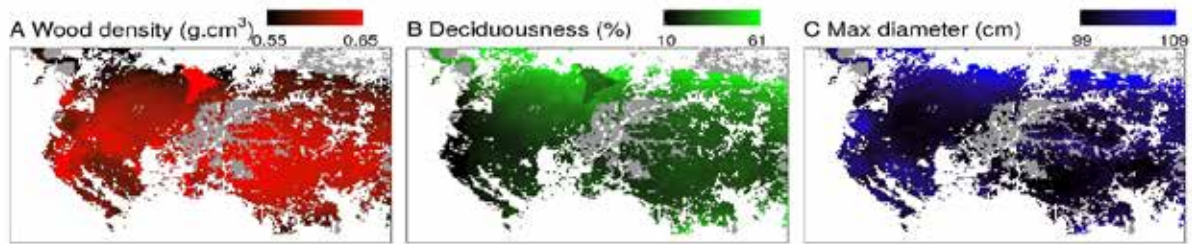
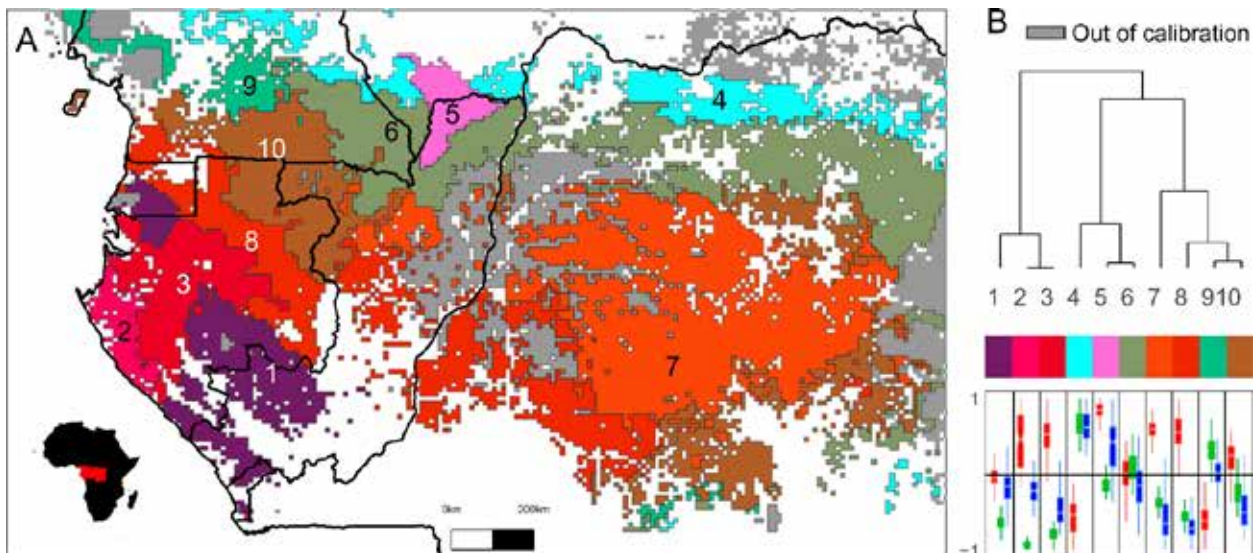


Figure 1.1 : Composition fonctionnelle prédite des forêts d'Afrique centrale. A-C, valeurs prédites des traits fonctionnels pondérés par la communauté. La couleur grise représente les zones forestières en dehors du domaine de calibration.

En remplaçant les compositions floristiques des peuplements par la valeur moyenne de trois grands traits fonctionnels, la densité du bois, la déciduité et la hauteur maximale potentielle des espèces d'arbres (voir la figure 1.1), plusieurs tendances apparaissent. La densité moyenne du bois (voir la figure 1.1A) est plus élevée sur les sols sableux, aux frontières du Cameroun, de la République du Congo et de la République centrafricaine – la zone bien connue des grès de Carnot/Bambio – où prédominent les espèces d'arbres ayant des stratégies d'utilisation conservatrice des ressources. Cette valeur moyenne est plus faible dans les zones où la pression anthropique est plus élevée, les peuplements concernés étant principalement composés de taxons à croissance rapide. Ces zones perturbées présentent également une forte proportion d'arbres pouvant atteindre un grand diamètre. Ces deux résultats indiquent que les forêts touchées par l'activité humaine sont dominées par des taxons pionniers à longue durée de vie, caractérisés par une faible densité de bois mais avec un grand volume potentiel. Par ailleurs, un gradient marqué de déciduité s'étend des forêts sempervirentes de la côte gabonaise à la limite nord des forêts d'Afrique centrale (voir la figure 1.1B), exception faite des sols sableux.

Ces résultats combinés ont permis de caractériser 10 grands types floristiques présents dans la région (voir la figure 1.2). La plus forte dissimilarité floristique est apparue entre les forêts atlantiques (types 1 à 3) et les autres types de forêts (4 à 10), au sein desquelles les forêts semi-décidues ont été clairement distinguées (types 4 à 6). Des convergences fonctionnelles entre des types de forêts présentant une dissimilarité floristique importante, et vice versa, ont été observées. Par exemple, bien qu'elles possèdent un pool d'espèces régional similaire à celui des forêts semi-décidues (types 4 et 6), les forêts sur grès de Carnot/Bambio (type 5) ont une composition fonctionnelle plus proche des groupes forestiers éloignés (par exemple, les types 2, 3, 7 et 8), avec une forte densité de bois et une faible déciduité. Le type de sol modifie en effet l'abondance relative des espèces, les sols sableux pauvres favorisant certains traits fonctionnels. En revanche, si les forêts atlantiques (types 1 à 3) ont peu d'affinités taxonomiques avec les forêts du Centre-Est et du Sud (types 7 et 8), elles présentent une composition fonctionnelle similaire en raison de conditions climatiques plus proches. Cela confirme que si la composition taxonomique des peuplements est liée à la biogéographie, leur composition fonctionnelle peut converger dans des conditions environnementales similaires.

Les caractéristiques floristiques et fonctionnelles des peuplements les rendent plus ou moins vulnérables aux évolutions possibles du climat et des activités humaines dans les décennies à venir. Modélisée jusqu'en 2085, la vulnérabilité écologique des peuplements, combinant leur sensibilité, leur exposition et leur capacité d'adaptation au changement climatique, est apparue indépendante de la pression anthropique : cela signifie que les peuplements d'Afrique centrale cumulent de manière indépendante les deux risques liés au climat et à l'homme. Selon les résultats, cette vulnérabilité combinée sera élevée pour les forêts de la côte gabonaise, dans de vastes zones de la RDC et dans la marge nord du domaine forestier. Les



Source : Réjou-Méchain et al. (2021)

forêts du Cameroun et du Sud de la République du Congo semblent vulnérables principalement à cause de la pression humaine élevée attendue d'ici 2085. En revanche, le complexe forestier transfrontalier trinational de la Sangha et la partie nord-est du Gabon semblent être les zones les moins vulnérables de la région. Selon les prédictions, la majorité des forêts en RDC, incluant donc la plupart des forêts d'Afrique centrale, semblent vulnérables au changement climatique, à la pression anthropique ou aux deux facteurs combinés.

1.1.2 Cartographie détaillée des types de forêts

L'ambition d'une cartographie à grande échelle des types de forêts a pour objectif d'appuyer un ensemble d'applications nationales ou provinciales relatives à la gestion durable et la conservation des écosystèmes forestiers du bassin du Congo. De 1999 à 2015, plusieurs cartes de végétation ont été publiées à partir d'observations par satellite passant progressivement d'un kilomètre à 300 m de résolution spatiale (Mayaux et al. 1999 ; Mayaux et al. 2004 ; Vancutsem et al. 2006 ; Verhegghen et al. 2012 ; Gond et al. 2015) pour fournir une première vision synoptique du massif forestier à l'échelle régionale. La nouvelle cartographie détaillée tant sur le plan spatial que sur le plan sémantique améliore la connaissance spatiale des forêts grâce aux nouvelles capacités d'observation de la terre disponibles depuis le lancement du programme européen Copernicus. Contrairement aux missions satellitaires antérieures, ce programme Copernicus est opérationnel sur le long terme assurant une redondance

technologique (plusieurs satellites) et un accès libre. À la faveur d'une stratégie d'acquisition continue avec des résolutions spatiales de 10-20 m et temporelle de 5 à 12 jours respectivement, les satellites Sentinel 1 et 2 constituent les nouveaux instruments de référence pour un suivi régulier sur le long terme des écosystèmes forestiers. En parallèle, la disponibilité croissante de mosaïques de type Planet à très haute résolution spatiale, mais de qualité plus variable, constitue aussi une nouvelle source de données particulièrement adaptée à l'interprétation visuelle d'échantillons répartis sur l'ensemble du bassin.

Dans le cadre de l'Observatoire des Forêts d'Afrique Centrale, une typologie régionale harmonisée des types de forêts couvrant les 10 pays de la COMIFAC a été élaborée depuis 2018 grâce à plusieurs ateliers régionaux rassemblant les experts nationaux. Les 13 catégories forestières de cette typologie sont définies à l'aide du Land Cover Classification System (LCCS) relatif à la norme ISO 19144-1 et illustrées en partie à la figure 1.4.

Cette cartographie régionale réalisée à la faveur d'une bonne collaboration entre les experts nationaux et l'Université Catholique de Louvain fournit la répartition spatiale des différents types forestiers décrits sur base physionomique à partir de variables telles que le pourcentage de couvert végétal des différentes strates de végétation, la saisonnalité du couvert, le régime d'inondation ou encore l'altitude.

L'ensemble des données des satellites Sentinel-2 acquises en 2020 dans les différentes bandes spectrales ont permis la production d'un composite annuel cohérent grâce au développement d'une nouvelle méthode de correction des images et à un algorithme améliorant la détection des nuages (voir la figure 1.3). Les zones nuageuses ont été comblées par des observations de 2018 et 2019. Les observations des satellites Sentinel-1 de type radar, insensibles aux perturbations nuageuses, ont été utilisées en complément pour la classification des types de forêts là où les séries temporelles d'images Sentinel-2 se sont révélées très nuageuses.

L'étape de classification utilise des données collectées par les experts nationaux qui sont appliquées ensuite aux métriques spectro-temporelles issues des données Sentinel-1 et Sentinel-2 pour entraîner les algorithmes de classification. La cartographie des types de forêts produites à 20 m de résolution fournit une information sur les types forestiers à un niveau de détail spatial jamais atteint pour une telle couverture géographique. La figure 1.4 présente la cartographie régionale obtenue avec toute la diversité de classes forestières identifiées illustrée par 3 zooms sur la République du Congo.

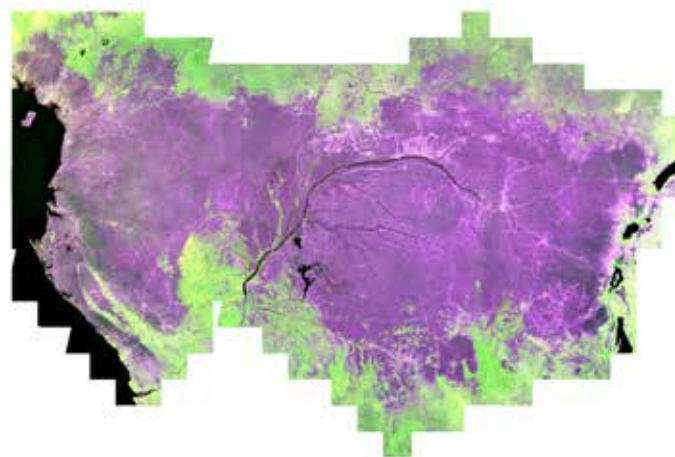


Figure 1.3 : Mosaïque Sentinel-2 sans nuage sur la zone des forêts humides d'Afrique centrale pour l'année 2020. La composition colorée innovante permet de caractériser des types fonctionnels de forêt impossibles à identifier par satellite auparavant.

Le bassin du Congo présente trois grands ensembles de forêts humides dont le plus caractéristique couvre le centre de la cuvette avec les forêts édaphiques. Les forêts édaphiques sont cartographiées entre forêts marécageuses inondées de manière permanente (voir la figure 1.5) (inondation > 9 mois), forêts marécageuses périodiquement inondées (inondation de 4 à 9 mois) et forêts ripicoles (voir la figure 1.6). Le couvert de la strate arborée des forêts marécageuses inondées périodiquement ou de manière permanente est supérieur à 60 % et celui des forêts ripicoles se situe entre 30 et 60 %. Les forêts ripicoles se trouvent en fond de vallée ou sur des pentes faibles en bordure de rivière. La grande majorité du bassin

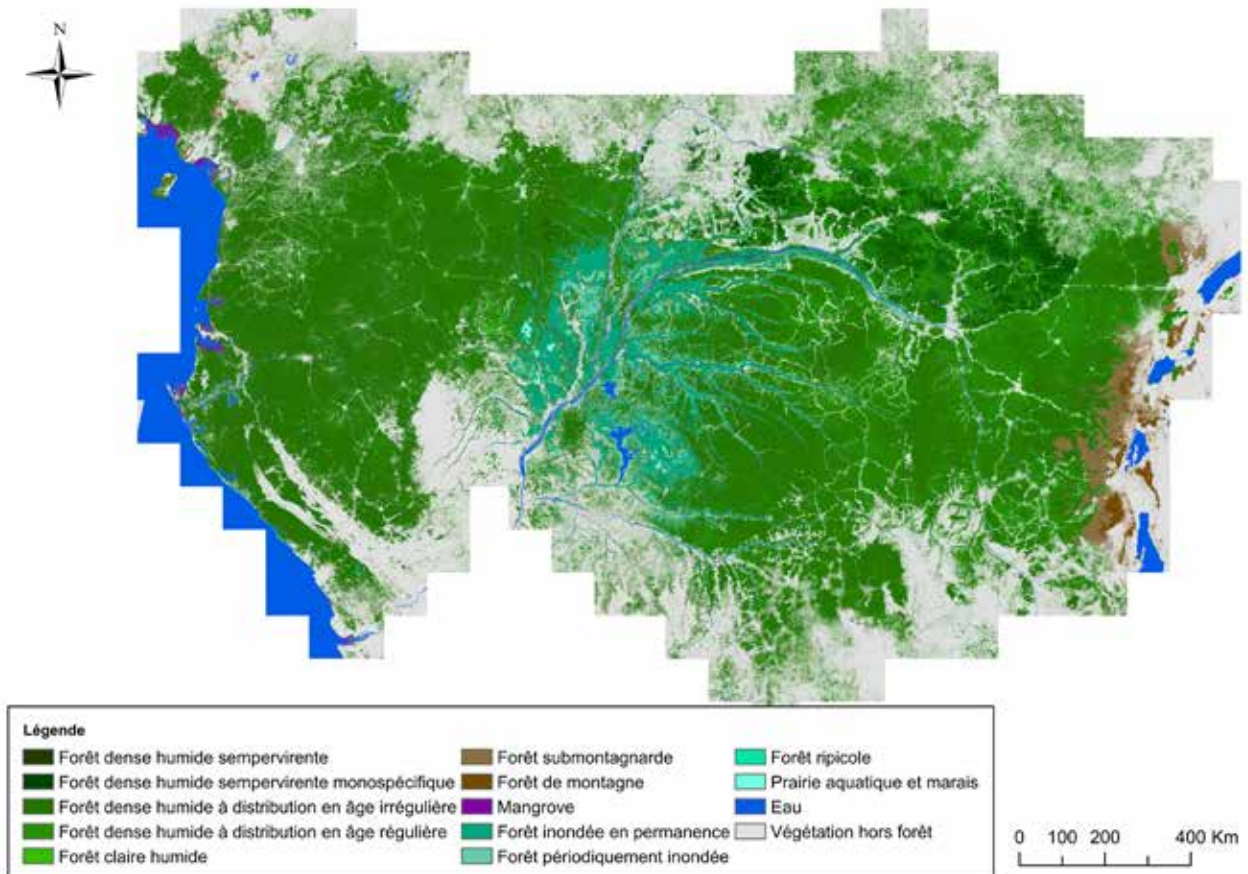


Figure 1.4 : Carte des types forestiers du bassin du Congo à 20 m de résolution dont le niveau de détail est illustré par 3 zooms sur la République du Congo.



Figure 1.5 : Forêts inondées de manière permanente.



Figure 1.6 : Forêts ripicoles.



Figure 1.7 : Forêts denses humides à distribution en âge irrégulière.



Figure 1.8 : Forêts denses humides à distribution en âge régulière.



Figure 1.9 : Forêts ouvertes.



Figure 1.10 : Forêts denses humides sempervirentes.

est couverte par des forêts denses humides avec une distribution en âge irrégulière (voir la figure 1.7). Ce type de forêts est défini par une strate arborée dense (> 60 %), riche en espèces, notamment décidues et présentant de nombreux arbres émergents à cime imposante. Dans la moitié est du bassin, des forêts denses humides avec une distribution en âge régulière (voir la figure 1.8) présentant moins de grandes cimes que les forêts à distribution en âge irrégulière semblent dominer davantage le paysage. Des îlots de forêts denses humides sempervirentes monospécifiques (voir la figure 1.10), le plus souvent de l'espèce *Gilbertiodendron dewevrei*, ponctuent ces grands massifs. Enfin, les forêts montagnardes et sub-montagnardes bordent la région des grands lacs marquée par des altitudes supérieures à 1100 m. Dans l'ensemble du bassin, des forêts ouvertes (voir la figure 1.9), caractérisées par une densité de couvert entre 30 et 60 %, sont également identifiées traduisant souvent un gradient de dégradation.

1.1.3 Répartition des stocks de carbone forestier en Afrique centrale

Les forêts d'Afrique centrale séquestrent environ 40 Gt de carbone (Saatchi et al. 2011). Ces forêts présentent des caractéristiques structurales qui les distinguent des forêts amazoniennes : la densité en arbres à l'hectare y est moins importante, mais les arbres de gros diamètre y sont plus nombreux et, à diamètre équivalent, les arbres y sont plus grands, ce qui résulte en une quantité de carbone – ou de biomasse – à l'hectare supérieure en moyenne à celle des forêts amazoniennes (Sullivan et al. 2017). Enfin, si la capacité d'absorption de carbone atmosphérique des forêts amazoniennes non perturbées est en déclin depuis une trentaine d'années, du fait d'une augmentation de la mortalité des arbres attribuée aux changements climatiques (Brienen et al. 2015), cette tendance n'est pas encore observée en Afrique centrale (Hubau et al. 2020). Actuellement, malgré leur superficie comparativement plus faible, les forêts non perturbées en Afrique absorbent donc désormais plus de carbone que celles d'Amazonie. Une augmentation des pertes de carbone post-2010 est cependant

observée (cf. section 1.2.3 Estimation des taux de changements) menant ainsi à une future saturation des capacités d'absorption des forêts intactes en Afrique centrale malgré leur stabilité observée jusqu'ici (Hubau et al. 2020).

Cependant, la distribution spatiale des stocks de carbone forestier à l'échelle de l'Afrique centrale reste largement méconnue, principalement du fait de la rareté des observations de terrain – notamment sur la moitié est de la région (www.afritron.org) – et des difficultés liées à l'extrapolation des stocks de carbone par télédétection.

En effet, aucun capteur satellitaire ne permet de « mesurer » directement le carbone ou la biomasse forestière. Les cartes produites par télédétection résultent donc de relations indirectes établies entre ce que les capteurs mesurent réellement (par exemple, la réflectance d'un peuplement forestier) et des estimations de biomasse de référence, souvent issues d'inventaires forestiers. Or, la grande majorité des signaux satellitaires actuels sont très peu sensibles aux variations de biomasse dès lors que celles-ci dépassent 100 à 200 t.ha⁻¹ (on parle de « saturation » du signal), ce qui représente la très large majorité des forêts d'Afrique centrale. Par ailleurs, la frange atlantique de l'Afrique centrale est caractérisée par une forte nébulosité qui pollue les signaux satellitaires optiques et complexifie davantage la cartographie à large échelle de la biomasse.

Ces difficultés n'ont pas été surmontées dans les études actuellement disponibles sur la répartition spatiale de la biomasse forestière dans la région. Ces études ont utilisé des données de télédétection satellitaire pour extrapoler des mesures de biomasse de référence estimées depuis le sol, excepté Santoro et al. (2020) qui se sont passés de mesures de référence en utilisant des modèles purement physiques. Malgré des approches similaires, les différentes cartes produites montrent des types de distribution très différents (voir la figure 1.11-a) menant à des estimations par pays radicalement différentes (voir la figure 1.11-b). Au Gabon, par exemple, la quantité de biomasse aérienne moyenne à l'hectare pour les forêts humides est d'environ 375 t.ha⁻¹ selon la carte de Avitabile et al. (2016), contre seulement 210 t.ha⁻¹ selon celle de Baccini et al. (2012), avec donc des estimations de biomasse totale variant du simple au double (10 gigatonnes dans un cas, 5,7 gigatonnes dans l'autre, voir la figure 1.11-b). Des cartes de biomasse locales très précises, réalisées à partir de LiDAR aérien, ont montré que l'ensemble de ces cartes ne prédisait que très mal les variations de biomasse observées (Réjou-Méchain et al. 2019). De manière similaire, ces cartes régionales ne reflètent pas les variations de biomasse obtenues à partir de données d'inventaires forestiers (Ploton et al. 2020). Ainsi, ces cartes doivent donc être considérées avec le niveau de précaution approprié.

En l'absence de données satellitaires appropriées pour extrapoler la biomasse forestière, seules les approches basées sur un échantillonnage statistique représentatif des différents types de forêts permettent actuellement de fournir des estimations fiables avec une incertitude associée. En outre, le LiDAR aérien fournit des estimations fiables de la biomasse. A l'aide d'un échantillonnage large et aléatoire et en utilisant des données LiDAR, Xu et al. (2017) ont pu cartographier la distribution du carbone à l'échelle nationale en RDC. En utilisant les données LiDAR collectées en RDC pour la zone d'Afrique Centrale ainsi qu'en les combinant à d'autres échantillons, à l'échelle mondiale, provenant de diverses études, Xu et al. (2021) ont fait le suivi global de l'AGB entre 2000 et 2019. Ces différentes estimations de la biomasse gagnent probablement en qualité du fait de l'utilisation d'un échantillonnage large et de données LiDAR. L'ensemble de ces approches, basées sur un échantillonnage statistique représentatif des différents types de forêts et sur l'utilisation de données LiDAR, montrent que l'utilisation des cartes de biomasses basées uniquement sur des données optiques permet, malgré leurs importantes erreurs systémiques, d'améliorer de manière substantielle la précision des estimations moyennes de hauteur et de biomasse aérienne au niveau

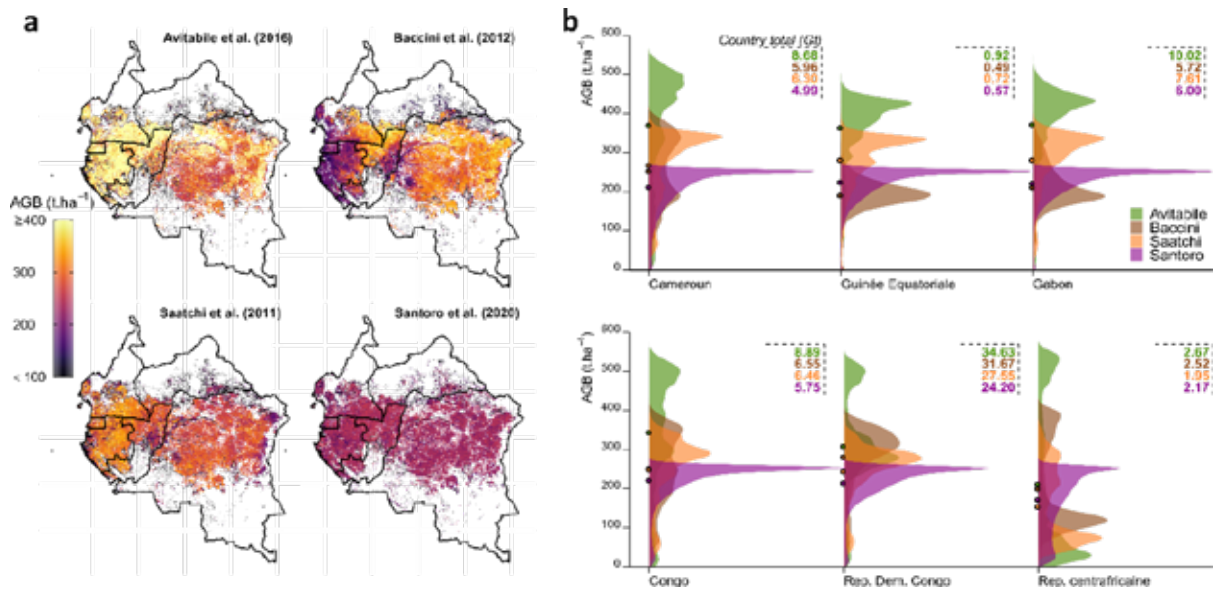


Figure 1.11: Comparaison de la biomasse aérienne (AGB, en t.ha⁻¹) des forêts humides d'Afrique centrale issue des cartes de Avitabile et al. (2016), Baccini et al. (2012), Saatchi et al. (2011) et Santoro et al. (2020). a. Distribution spatiale de la biomasse. b. Histogrammes de densité représentant les valeurs de biomasse aérienne à l'hectare par pays (axe X) et par carte (code couleur). La moyenne de chaque distribution est représentée par un point de couleur, et la biomasse cumulée (en Gt) sur l'ensemble des forêts humides de chaque pays est donnée (quadrant haut-droit).

local (par exemple Næsset et al. 2020). Par ailleurs, une carte mondiale des hauteurs des canopées forestières a été produite à 30 m en utilisant conjointement les satellites GEDI et Landsat (Potapov et al. 2021).

La fiabilité des cartes de biomasse aérienne à large échelle devrait fortement s'améliorer grâce à la mission spatiale GEDI de la NASA (2020-2022) et au lancement attendu du satellite radar BIOMASS (bande P) par l'ESA en 2022. Contrairement aux données satellitaires précédentes, ces nouveaux capteurs ont été spécifiquement conçus pour cartographier la biomasse forestière. Ils sont notamment sensibles à la biomasse même dans les valeurs les plus élevées (Minh et al. 2016). Les données LiDAR GEDI, qui sont en cours d'acquisition et d'analyse, fournissent notamment des mesures de hauteurs des canopées sur l'ensemble des tropiques, avec une densité d'échantillonnage telle que plusieurs mesures devraient être disponibles par kilomètre carré (Patterson et al. 2019). La relation forte liant la hauteur et la biomasse des forêts va permettre d'établir des modèles de cartographie de la biomasse très probablement plus performants que les modèles régionaux.

Afin d'exploiter au mieux ces nouvelles données satellitaires, un enjeu fort pour les pays d'Afrique centrale réside dans l'établissement de « super-sites » de mesure, où la biomasse forestière est estimée de façon très précise (Chave et al. 2019), permettant ainsi de mieux ajuster et évaluer localement les cartes produites.

1.1.4 Complémentarité des différentes approches

L'articulation des trois approches de caractérisation, à savoir floristique actuellement à 10x10 km², physiologique à 20x20 m² et de carbone, devrait progressivement se mettre en place en raison de leur évidente complémentarité.

Ainsi, on peut observer qu’au centre de la République du Congo la classe floristique 7 (sempervirente centrale) correspond à la classe « forêt dense humide ouverte » de la carte physiologique détaillée. La forêt avec une densité de couvert entre 30 et 60 % semble correspondre aux taxons à diamètre maximum potentiel faible, mais avec une densité de bois élevée. L’utilisation conjointe des deux produits permet d’identifier une forêt dégradée, mais composée d’espèces à densité de bois élevée témoignant d’une croissance lente et d’un stockage important en carbone dans les arbres restants.

De la même manière, la classe floristique 6 (semidécidue) se superpose dans le Nord Congo aux classes « forêt dense humide avec distribution en âge régulière » et « forêt dense humide avec distribution en âge irrégulière » de la cartographie physiologique détaillée. Cette classe 6 est définie par des espèces ayant une densité de bois intermédiaire, par un diamètre maximal dans la moyenne et par un mélange entre espèces décidues et sempervirentes. Les caractéristiques de cette classe montrent un équilibre dans les espèces qui la constituent entre des taxons à croissance rapide avec des densités en bois plus faibles, mais des volumes potentiels élevés et des taxons à croissance lente possédant les caractéristiques inverses. L’approche physiologique converge avec cette description tout en distinguant deux classes dans cette région selon la présence plus importante d’arbres à grandes cimes dans la forêt à distribution en âge irrégulière par rapport à celle ayant une distribution en âge régulière.

La richesse respective des informations produites aux différentes échelles montre l’importance et la complémentarité des différentes approches pour la gestion de l’utilisation des sols opérée à une échelle locale et la conservation des forêts face aux défis régionaux et mondiaux. Combinant scénarios de changement climatique, projections de pression humaine et répartition spatiale détaillée de la forêt, la vulnérabilité des communautés forestières aux changements peut être prédite pour guider les stratégies de conservation. Ainsi, le fait de préserver les potentiels évolutifs et fonctionnels des forêts actuelles, ou du moins, maintenir leur connectivité pourra limiter les impacts régionaux et mondiaux qu’auront les changements attendus.

1.2 Dynamique des forêts denses humides

Au-delà de la caractérisation de chaque type de forêts, le suivi régulier du couvert forestier est essentiel pour quantifier et localiser les processus de changements observés comme la déforestation, la dégradation et la reforestation. L’importance relative des moteurs de changements de ces différentes dynamiques est discutée et l’impact de l’affectation du sol sur ces dynamiques est ensuite analysé.

La cartographie exhaustive à haute résolution spatiale des forêts tropicales humides (TMF en anglais) sur les 30 dernières années (de l’an 1990 à 2020) nous a livré de nouvelles données sur ces espaces forestiers (voir la figure 1.12). Leur étendue, les perturbations qu’ils subissent (déforestation et dégradation), puis la régénération qui leur fait suite sont documentées tous les ans (Vancutsem et al. 2021). Ces données annuelles sur les forêts denses humides (ou produit TMF) et celles de Global Forest Watch (Hansen et al. 2013), disponibles depuis 2013, sont les seules informations cohérentes et à jour pour suivre la déforestation des forêts d’Afrique centrale depuis l’an 2000. La cohérence de la méthode est un élément déterminant du suivi des forêts et la couverture annuelle et globale des produits de GFW et du CCR est un avantage majeur de ces produits. Les informations du produit TMF de Vancutsem et al. (2021) sont très détaillées sur le plan thématique ; c’est un document sans précédent sur la déforestation en Afrique centrale, qui présente la déforestation après la dégradation et la déforestation suivie d’une régénération, qui identifie une conversion précise des forêts au profit

de commodités ou de l'eau et expose aussi l'évolution des mangroves. Cela a été possible grâce à l'analyse de chaque observation valide des images d'archives Landsat qui permet de constater les perturbations de courte durée telles que la coupe sélective et les phénomènes météorologiques extrêmes. Actuellement, le produit TMF et les données de GFW sont les principales sources qui nous alertent sur les activités responsables de la déforestation et sont utiles pour la stratification d'un plan d'échantillonnage sur le terrain. Le principal avantage de l'échantillonnage est la possibilité de quantifier les incertitudes dans les estimations.

1.2.1 Stades évolutifs des forêts dans le bassin du Congo

Même si aucun écosystème ne peut être considéré comme véritablement non perturbé, parce que l'impact de l'humain est partout, quelle que soit son ampleur (Sanderson et al. 2002), **les forêts humides non perturbées** sont définies, dans le produit TMF, comme couvert forestier tropical humide sans perturbation (dégradation ou déforestation) observée dans l'ensemble de l'historique des images Landsat depuis 1983.

Un **espace déboisé** désigne la conversion permanente d'un couvert forestier humide au profit d'une autre occupation des sols tandis qu'une **forêt dégradée** est un couvert forestier humide où des perturbations (ouvertures de la canopée dans un pixel Landsat de 0,09 ha) ont été observées sur une courte durée. Ici, la durée de la perturbation (et par conséquent de la période au cours de laquelle cette perturbation est détectée sur les images satellite) sert d'indicateur de l'impact de celle-ci, c.-à-d. que plus la durée de la perturbation détectée est longue, plus l'impact sur le couvert forestier est important et plus fort est le risque de conversion permanente de la forêt dense humide. Toutes les perturbations dont les effets ont été observés sur plus de 2,5 ans (ou 900 jours) ont été considérées comme des processus de déforestation. Dans les perturbations de courte durée sont inclus les travaux d'exploitation forestière, les incendies et les phénomènes naturels dommageables tels que les tempêtes de vent et les périodes d'extrême sécheresse. Cette définition se rapproche de celle de la dégradation de la forêt adoptée par Thompson et al. (2013) qui tient compte des critères suivants : perte de productivité, appauvrissement de la biodiversité, perturbations inhabituelles (sécheresse, chablis), et réduction du stockage du carbone.

Deux niveaux de dégradation ont été identifiés de façon empirique : **dégradation avec impacts de courte durée** (observés sur une durée maximum d'un an), qui comprend la majorité des travaux d'exploitation forestière, et **dégradation avec impacts de longue durée** (entre 1 et 2,5 ans) qui correspond principalement aux grands incendies (forêts brûlées). 50 % des effets de la dégradation s'observent sur moins de six mois. En ce qui concerne les perturbations dont les impacts ont été observés sur plus de 2,5 ans et qui ont donc été considérés comme des processus de déforestation, 68 % de ceux-ci ont été observés sur plus de 5 ans.

La **régénération forestière** est une transition en deux phases, de la forêt humide (i) à une étendue déboisée et ensuite (ii) à un recru. Il est nécessaire d'observer la présence d'une forêt humide permanente sur une durée minimum de trois ans pour classer un pixel en régénération forestière (afin d'éviter une confusion avec des cultures).

La collection de 30 cartes issues des données Landsat fournit la superficie de la forêt dense humide et les catégories de perturbations pour chaque année, de 1990 à 2020 (voir figure 1.12).

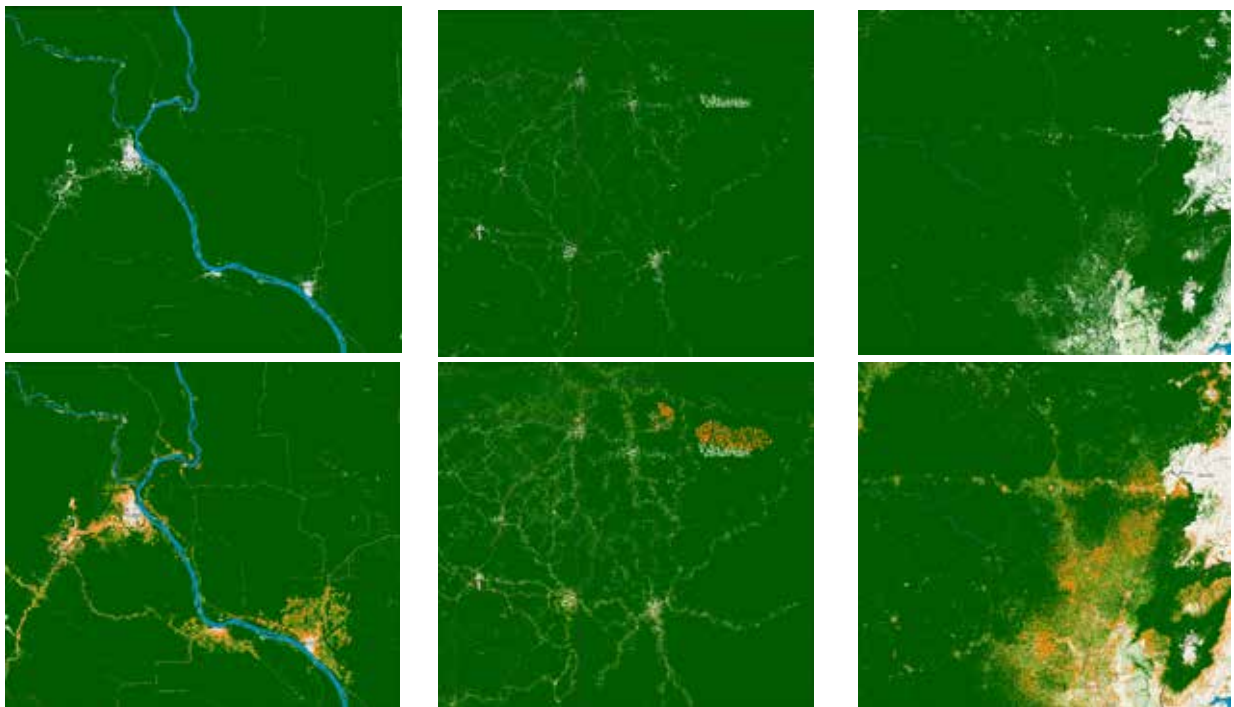
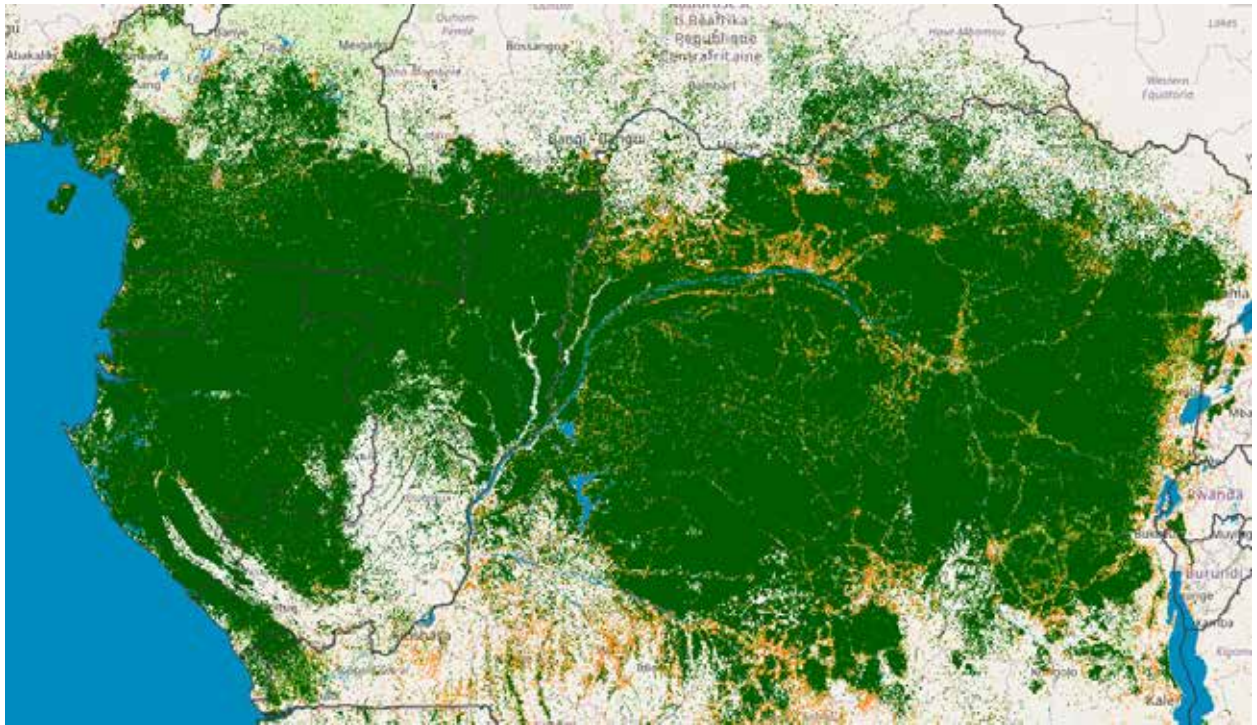


Figure 1.12 : Carte des forêts tropicales humides non perturbées d'Afrique centrale (haut) avec trois vues rapprochées ; Nord de la République du Congo (gauche), Guinée équatoriale/Gabon (milieu) et Est de la RDC (droite) pour 1990 (haut) et 2019 (bas).

Ces cartes servent à documenter les perturbations annuelles sur la totalité de la période, avec neuf catégories de transition pour chaque statistique annuelle : (i) dégradation survenant avant la déforestation, (ii) dégradation de courte durée non suivie de déforestation, (iii) dégradation de longue durée non suivie de déforestation, (iv) déforestation directe (sans dégradation préalable) non suivie de régénération forestière, (v) déforestation directe suivie d'une régénération forestière, (vi) déforestation après dégradation suivie d'une régénération forestière, (vii) déforestation après dégradation non suivie d'une régénération forestière, (viii) conversion de la forêt au bénéfice d'étendues d'eau et (ix) conversion de la forêt au profit de plantations d'arbres.

1.2.2 Méthode de suivi de la dynamique forestière

Afin de tenir compte des discontinuités géographiques et temporelles dans les archives Landsat et de la présence persistante de nuages au-dessus de certaines zones comme le golfe de Guinée, on détermine au niveau du pixel (i) une période de référence initiale pour la cartographie de la superficie de la forêt tropicale humide et (ii) une période de suivi pour la détection des changements. Par ailleurs, grâce à des jeux de données complémentaires, on réduit les erreurs de commission sur la carte de référence des forêts tropicales humides en tenant compte d'une confusion possible avec les commodités, les zones humides, les bambouseraies et la forêt décidue.

Les perturbations sont surveillées à date unique avec une classification sur chaque image de l'archive Landsat. Cela permet (i) de détecter les perturbations qui sont visibles de l'espace uniquement sur une courte période, comme les travaux d'exploitation forestière et (ii) d'enregistrer pour ces perturbations la période concernée et leur nombre. Une « perturbation observée » désigne l'absence de couverture arborée sur un pixel Landsat. Le nombre de perturbations observées constitue un indicateur de l'intensité de la perturbation.

Enfin, pour obtenir une carte plus conservative des forêts non perturbées en excluant les zones impactées par l'exploitation forestière et éventuellement non décelées, on crée des zones tampons de perturbation à une distance seuil de 120 m autour des pixels indiquant une perturbation. Cette distance correspond à la distance moyenne observée entre deux parcs à bois et est cohérente avec les distances utilisées dans des études précédentes destinées à évaluer les forêts intactes (Qie et al. 2017).

1.2.3 Estimation des taux de changement

La superficie des forêts sempervirentes et semi-décidues d'Afrique centrale était estimée à environ 200 millions ha en janvier 2020, dont 184,7 millions ha sans aucun signe visible de perturbation (Vancutsem et al. 2020). Dans l'ensemble, ce sont près de 9 % de la superficie des forêts tropicales humides d'Afrique centrale qui ont disparu depuis l'an 2000, c.-à-d. 18 millions ha.

Ces résultats soulignent l'importance du processus de dégradation dans ces écosystèmes qui aboutit à deux constatations : les forêts dégradées en Afrique centrale représentent environ 7 % de la surface restante de TMF (jusqu'à 30 % si l'on considère les forêts situées en bordure des zones perturbées), et environ 40 % de toutes les perturbations forestières (déforestation, régénération et dégradation).

L'analyse de l'évolution montre une augmentation considérable du taux annuel de perturbation dans les forêts tropicales humides d'Afrique centrale au cours des cinq dernières années (2015-2020) : il est en effet de 1,79 million ha par an alors qu'il n'était que de 1,36 million ha au cours de la décennie précédente (2005-2015) (voir la figure 1.13).

Avec 105,8 millions ha, la République démocratique du Congo est le pays d’Afrique qui présente la plus vaste superficie restante de forêt tropicale humide non perturbée, et c’est le deuxième du monde tropical, après le Brésil et avant l’Indonésie. Le Gabon, le Cameroun et la République du Congo affichent des superficies similaires de forêts intactes (entre 19,8 et 23,4 millions ha in 2019). En République du Congo et au Gabon, le déclin est peu marqué pour la période 2000-2019 (0,03-0,1 million ha/an) par rapport au chiffre de la RDC (1,4 million ha/an) (Vancutsem et al. 2020). Depuis 2009, le taux annuel des perturbations a augmenté dans tous les pays d’Afrique centrale. Si le taux actuel des perturbations se poursuit (celui des 10 dernières années), la République démocratique du Congo aura perdu d’ici 2050 22 % de ses forêts humides (leur surface passant de 116,9 millions ha en 2020 à 91 millions ha en 2050) et 33 % de ses forêts humides non perturbées (qui régresseront de 105,8 à 71,4 millions ha).

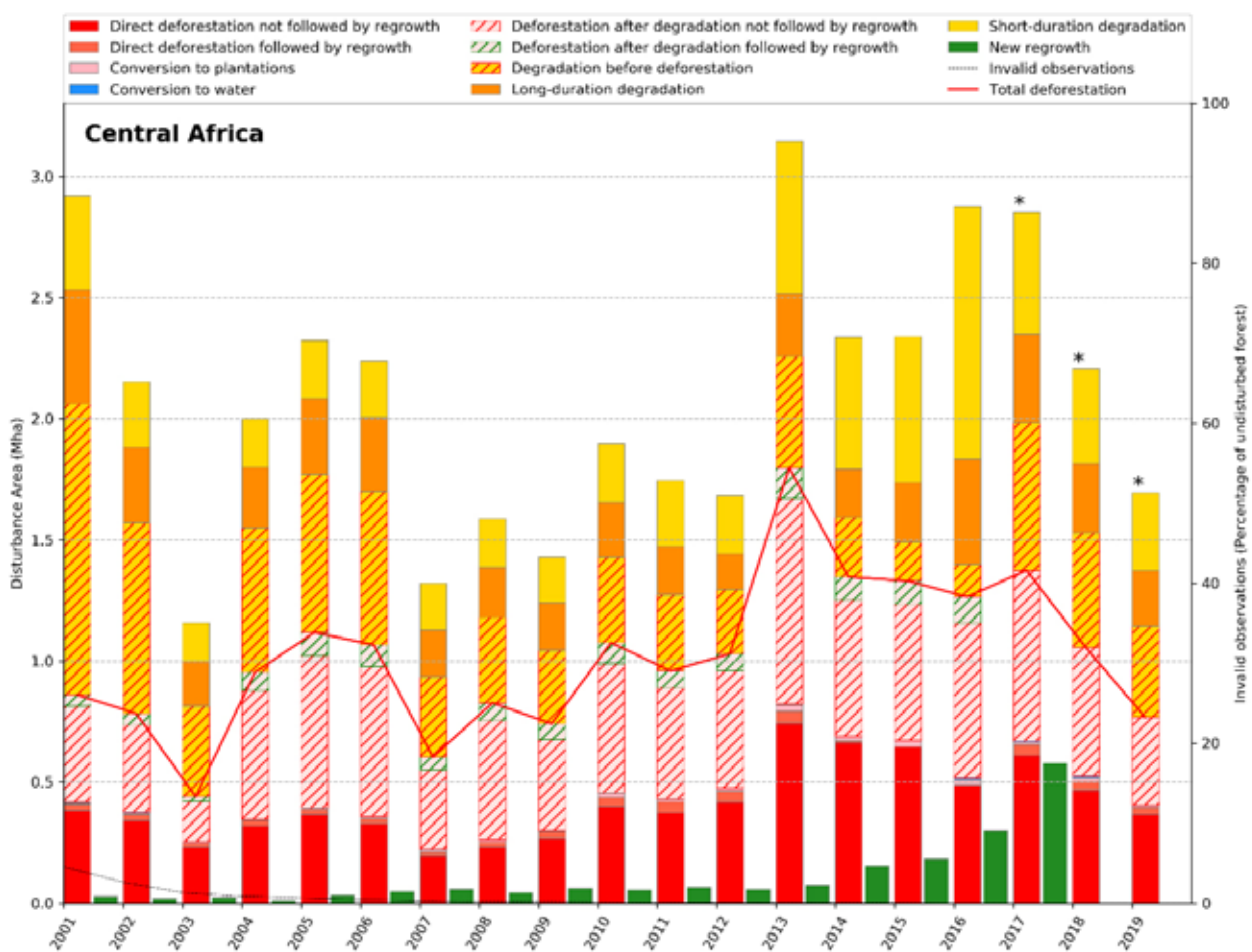
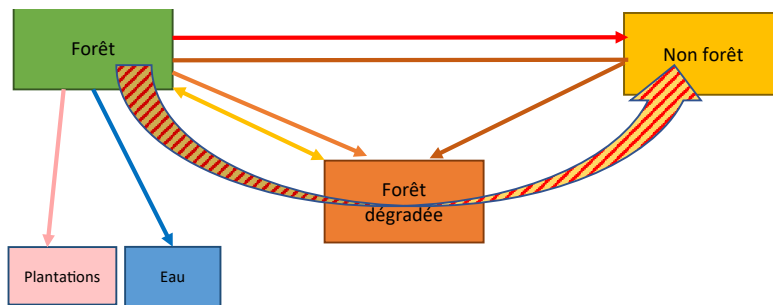


Figure 1.13 : Évolution annuelle de la déforestation (barre rouge) et de la dégradation (barre jaune) de 2001 à 2019 dans les forêts tropicales humides d’Afrique centrale.

Source : Vancutsem et al. 2020

Tableau 1.1 : Taux annuels de pertes de forêts non perturbées selon TMF entre 2000 et 2020 sur des périodes de 5 ans par pays (taux annuels en %). Les taux des autres pays ne sont pas disponibles dans l'étude.

Étude	Période	Cameroun	RCA	Congo	RDC	Gabon
TMF Vancutsem et al. 2021 (forêts tropicales humides non perturbées)	2000-2005	-0,25	-1,63	-0,25	-1,05	-0,12
	2005-2010	-0,08	-0,93	-0,25	-1	-0,08
	2010-2015	-0,12	-0,98	-0,56	-1,3	-0,13
	2015-2020	-0,21	-2,1	-0,71	-1,46	-0,21

D'une étude provenant des principales sources de données à l'autre, les taux annuels de déforestation sont extrêmement variables (voir le tableau 1.2). TMF a été choisi comme référence parce qu'il s'agit de la seule étude cohérente et actualisée qui fait la différence entre déforestation et dégradation depuis l'an 2000. D'une part, les données transmises par un pays pour l'évaluation des ressources forestières mondiales de la FAO correspondent aux statistiques nationales officielles. D'autre part, GFC et TMF sont des sources de données mondiales basées sur une méthode standardisée. GFC et TMF publient des taux annuels à partir des relevés de télédétection, tandis que l'évaluation des ressources forestières mondiales s'appuie sur des statistiques nationales évaluant les superficies forestières tous les cinq ans pour en déduire la surface de forêt détruite à l'échelle nationale. Le tableau 1.1 fournit des informations sur le taux annuel de perte de forêt humide tropicale non perturbée de 2000 à 2020 par pays. D'autres études nationales des relevés de télédétection donnent des évaluations du recul de la forêt. Cependant, compte tenu des méthodes disparates, des mesures non reproductibles, des couverts forestiers concernés qui sont différents et de la palette de définitions de la forêt, il est indispensable de réfléchir à une stratégie adaptée pour comparer les résultats au fil du temps et entre divers pays.

La figure 1.14 présente la proportion de forêt non perturbée, de forêt dégradée et de non-forêt au niveau sous-national. Les territoires administratifs ayant moins de forêts non perturbées présentent habituellement une plus forte proportion de forêts dégradées, ce qui révèle la fragilité de ces zones.

Enfin, la plus grande partie des zones boisées converties en plantations d'arbres au cours de ces trente années en Afrique se situent en RDC, au Cameroun, et au Gabon (80 000 ha, 70 000 ha et 40 000 ha respectivement).

Tableau 1.2 : Taux annuels de pertes forestières par pays selon différentes sources (taux annuels en % et intervalle de confiance entre parenthèses).

Étude	Période	Burundi	Cameroun	RCA	Tchad	Congo	RDC	Guinée éq.	Gabon	Rwanda	Sao Tomé-et-P.
GFC by Hansen et al 2013 (couvert forestier) (forêt primaire)	2001-2019	-0,27	-0,22	-0,089	-0,6	-0,16	-0,38	-0,23	-0,093	-0,36	-0,029
		/	-0,17	-0,11	/	-0,079	-0,24	-0,14	-0,058	-0,032	/
FAO. (2015). FAO Forestry Paper No. 1. Global forest resources assessment 2015.	2000-2005	-1,78	-1,02	-0,07	-0,59	-0,08	-0,2	-0,67	0	2,28	0
	2005-2010	6,93	-1,07	-0,07	-2,15	-0,05	-0,2	-0,71	0	2,99	-0,87
	2010-2015	1,76	-1,13	-0,07	-2,41	-0,07	-0,2	-0,72	-0,89	1,48	0
Études nationales (Tritsch et al. 2020)	2000-2010		-0,176	-0,273		-0,082			-0,022		
	2000-2005			-0,175		-0,052			-0,01		
	2005-2010			-0,175		-0,096			-0,01		
de Wasseige et al. 2014 (Forêts tropicales humides)	2000-2010		-0,06 (±0,04)	-0,05 (±0,02)		-0,07 (±0,02)	-0,19 (±0,04)	0,01 (±0,02)	-0,01 (±0,01)		
	2000-2014		-0,53	-0,39		-0,43	-0,52	-0,46	-0,25		
Potapov et al., 2012 (HTP+HTS**)	2000-2005						-0,25				
	2005-2010						-0,272				
Tyukavina et al. 2013 (HTP+HTS**)	2000-2010						-0,47 (±0,4)				

HTP** : Humid Tropical Primary Forest (Forêt tropicale humide primaire)

HTS** : Humid Tropical Secondary Forest (Forêt tropicale humide secondaire)

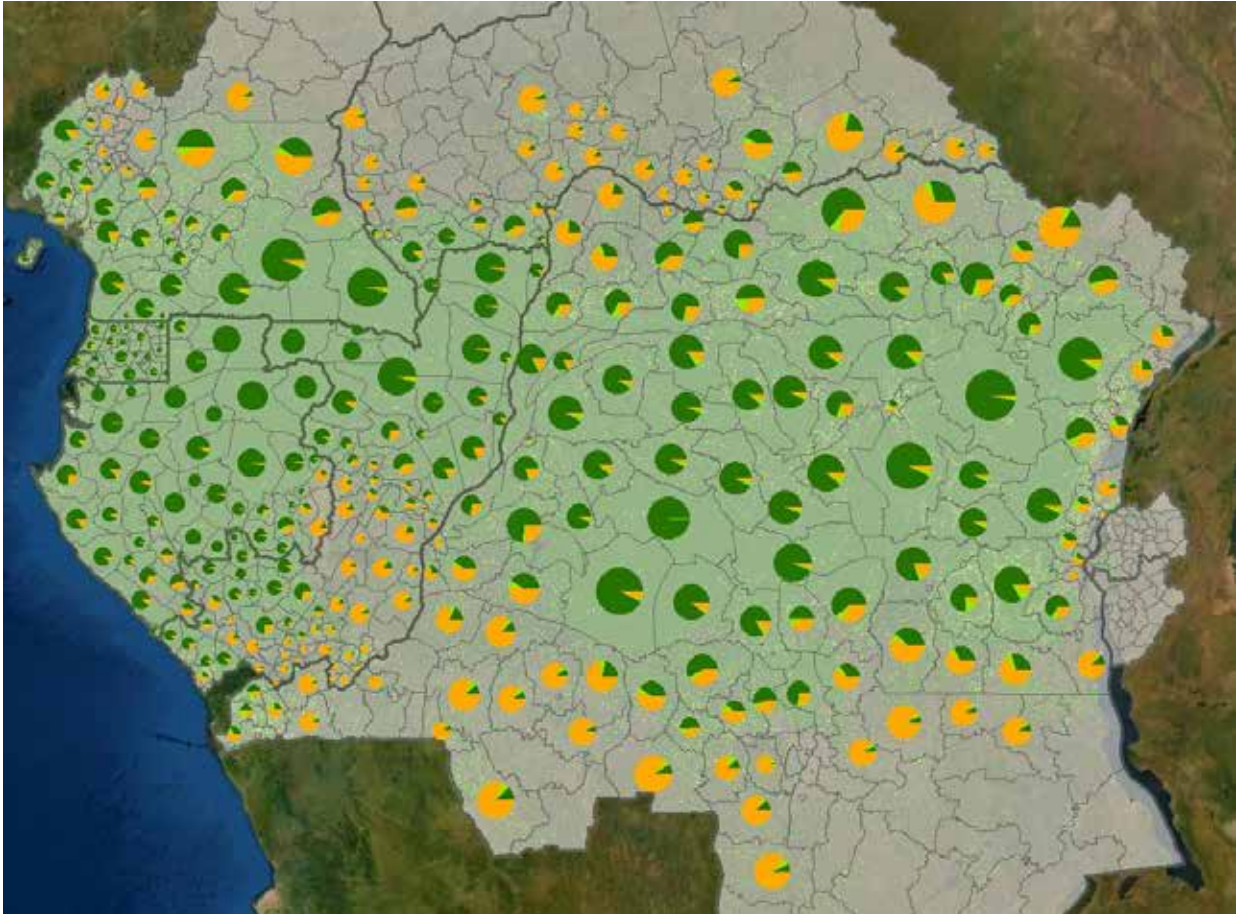


Figure 1.14 : Proportion de forêts intactes (vert foncé), forêts dégradées (vert clair) et non-forêts (orange) par second niveau administratif (districts, sous-préfectures, départements ou communes) selon le produit Tropical Moist Forest pour l'année 2019. Dans la représentation, les zones déforestées avant 2019 sont classées en non-forêt.

1.2.4 Moteurs de la déforestation

À la différence d'autres régions tropicales, ce sont surtout des processus à petite échelle, plus que l'agriculture intensive, qui sont à l'origine de la déforestation et la dégradation des forêts en Afrique. La déforestation y est davantage liée à l'agriculture de subsistance, à la petite production de charbon de bois et au ramassage du bois de chauffe. Selon Curtis et al. (2018), l'agriculture itinérante est une cause fréquente de perturbation des forêts en Afrique subsaharienne. Environ 60 % des terres mises en culture dans les années 1980 et 1990 étaient auparavant des forêts intactes qui ont été dévolues à l'agriculture et à l'élevage de subsistance ou à petite échelle (Gibbs et al. 2010). La dégradation des forêts n'est pas toujours un précurseur de la déforestation, en particulier dans de nombreuses zones boisées d'Afrique où ses principaux moteurs sont le ramassage de bois de chauffe et la production de charbon de bois (Brink et al. 2014).

La progression des surfaces cultivées, la croissance démographique et le développement des infrastructures urbaines réduisent la distance qui sépare les forêts humides d'Afrique et les zones urbaines, ce qui accroît la pression humaine qu'elles subissent – en fait, ces trois facteurs sont les principaux moteurs de la déforestation (Mayaux et al. 2013). La déforestation augmente considérablement lorsque la densité de la population rurale dépasse 8,5 personnes par km², et recule quand s'allonge le temps de déplacement vers les villes.

1.2.5 Analyse de l'évolution du couvert forestier selon les types d'affectation des terres par pays et à l'échelle régionale.

Les politiques d'affectation des terres constituent un véritable instrument de gestion de la pression anthropique sur les ressources forestières via la création d'aires protégées, l'établissement de concessions forestières, la conversion de celles-ci en concessions de conservation et la mise en place de forêts communautaires. Compte tenu des moyens limités et de l'importance des forêts d'Afrique centrale pour la conservation de la biodiversité, il est urgent de prioriser les importantes zones à protéger et de concentrer les efforts de conservation en étudiant les paysages localement et en analysant leurs forces et faiblesses. L'étude de Grantham et al. (2020) a mis en place une approche identifiant des zones de conservation prioritaires qui maximisent les bénéfices en termes de biodiversité compte tenu des efforts investis. Pour définir ces zones de conservation prioritaire, malgré une résilience plus importante des forêts intactes face aux forêts dégradées, il est important de ne pas tenir compte uniquement de cet aspect « intact » des forêts dans l'ordre de priorité, car une grande partie des écosystèmes essentiels pourraient alors ne pas être considérés. La biodiversité présente est un deuxième indicateur de la priorité de conservation d'un écosystème. La taille des patches et la connectivité sont également prises en compte dans la priorité de conservation. Selon leurs résultats, la RDC présente le nombre le plus important de zones prioritaires dans la région ; elle est suivie par le Gabon, le Congo et le Cameroun. La participation des populations aux efforts de conservation est une condition nécessaire pour mener à bien les objectifs. À la fois pour un travail commun de lutte contre l'exploitation illégale, l'expansion de l'agriculture de subsistance ou le défrichement pour l'habitation, mais également pour une sensibilisation à la nécessité de conserver la ressource. De plus, l'expansion des zones de conservation va diminuer la quantité de ressources disponibles pour les populations locales. C'est pourquoi il est indispensable de leur assurer un bénéfice dans l'établissement de mesures de conservation. Investir la population dans la gestion des forêts à proximité des villages, en lui assurant la perception d'une partie des crédits carbone et l'exclusivité de l'exploitation de la forêt et de l'accès aux produits non ligneux, est un exemple de bénéfices partagés pour le développement économique des villages isolés et pour la conservation forestière (Djomo et al. 2018).

En Afrique centrale, le principe de forêts communautaires existe depuis la fin des années 1990 initié par le Cameroun. La reconnaissance des droits coutumiers des communautés forestières, incluant leurs droits fonciers, est considérée comme l'une des meilleures solutions pour protéger efficacement les forêts tout en luttant contre la pauvreté (Rainforest Foundation UK 2019). Malheureusement, les résultats au Cameroun ne sont pas très convaincants, notamment en raison de la bureaucratie et de la difficulté de mettre en place des actions collectives au sein des villages camerounais. Le Gabon, qui a autorisé ce type d'affectations il y a quelques années, rencontre les mêmes difficultés. La RDC a finalisé le texte relatif aux forêts communautaires en 2016 autorisant les communautés à gérer leurs forêts conformément à leurs coutumes ancestrales et ce, à perpétuité assurant selon Ewango et al. (2019) une meilleure gestion forestière. En RCA, la première forêt communautaire a vu le jour en 2019 couvrant une superficie d'environ 15 000 hectares. La Guinée équatoriale a des catégories particulières de titularisation, mais celles-ci ne donnant pas le privilège d'exploiter des ressources spécifiques, elles ne sont pas considérées comme forêts communautaires. La République du Congo n'a quant à elle toujours pas autorisé les forêts communautaires. Cependant, des « Séries de Développement Communautaire » ont été mises en place autour des villages enclavés dans les concessions afin de permettre une activité agricole, la chasse et la collecte de bois d'œuvre pour les besoins locaux (Karsenty and Vermeulen 2016). Les compagnies peuvent toujours exploiter ces espaces moyennant un paiement envers les communautés.

Afin de diminuer la pression sur les forêts, de préserver les écosystèmes riches en faune et flore et d'en faire bénéficier les populations avoisinantes, de nombreuses aires protégées ont été créées en Afrique centrale durant les deux dernières décennies (Bowker et al. 2016). Cependant, le manque de financements, les faibles ressources techniques et humaines, l'instabilité politique, la corruption et les conflits existants dans de nombreux pays de cette région rendent la bonne gestion de ces aires protégées difficile. La question de l'efficacité des aires protégées pour diminuer la déforestation est au cœur de nombreuses réflexions (Aubrèville 1957 ; Troupin 1966 ; White 1986 ; Bowker et al. 2016 ; Vancutsem et al. 2020). Il est difficile de conclure sur le rôle que jouent les aires protégées dans la conservation de la forêt. Certaines études (Joppa and Pfaff 2011 ; Bowker et al. 2016 ; Bruggeman et al. 2018) montrent qu'elles sont en général situées dans des zones à faible risque de conversion en une autre utilisation des terres et présentent donc un faible risque de déforestation de par leurs caractéristiques. Bowker et al. (2016) exposent qu'une grande divergence existe au sein d'un même pays dans l'efficacité de protection des forêts des différentes aires protégées. Ainsi, malgré l'importance d'une bonne gouvernance dans la gestion de ces aires protégées, ce n'est pas le seul élément déterminant leur efficacité en termes de protection de la forêt. La taille et l'accessibilité sont en effet d'autres caractéristiques décisives. Les plus grands parcs, sans doute grâce à leur faible ratio limite/superficie, sont plus efficaces que les plus petits. En effet, les possibilités de violations des limites sont plus faibles à superficie protégée égale. En RDC notamment, les parcs plus isolés affichent un plus grand potentiel de conservation. Certaines aires protégées sont performantes principalement grâce à leur terrain accidenté alors que d'autres sont particulièrement menacées et difficiles à protéger de par leur facilité d'accès et leur proximité des lieux habités (Joppa and Pfaff 2011). Ces résultats mettent en avant la nécessité d'optimiser les zones à protéger en tenant compte de leur risque éventuel de dégradation et du coût de leur protection (Joppa and Pfaff 2011).

L'établissement de concessions forestières certifiées ou non permet de définir les zones d'exploitation forestière et de limiter les exploitations illégales. Les forêts de production, si elles sont gérées de manière durable et établies en périphérie de zones à haute valeur de conservation, peuvent jouer un rôle crucial dans la conservation de la biodiversité (Duveiller et al. 2008). Il a également été montré que les exploitations forestières sélectives avaient un faible impact sur la perte de biodiversité et qu'en se tenant à une intensité d'exploitation conforme à la certification FSC, la majorité des groupes taxonomiques pouvait être résiliente (Lhoest et al. 2020). Cependant, les perturbations locales (exploitation, chasse, braconnage), favorisées par l'augmentation de l'accessibilité à des zones reculées, peuvent impacter la conservation.

La dernière affectation rapportée ici n'a aucun objectif de conservation de la biodiversité ni de protection de la ressource forestière ; au contraire, les concessions minières susceptibles de transformer radicalement le paysage mettent en danger les forêts de manière significative.

Les informations de surface totale calculée ici à une échelle nationale (voir la figure 1.15) pour les différentes affectations ont été extraites des données WDPA de l'UICN de 2020 pour les aires protégées et extraites du recensement fait en 2019 pour les concessions forestières. Les données des forêts communautaires et forêts communales du Cameroun ainsi que les données des forêts nationales et communales de la Guinée équatoriale sont issues du WRI. Les données de permis miniers proviennent de la base de données SNL Métaux et Mines (consultée le 02/12/2020). Le niveau de perturbation forestière des différentes affectations a été calculé sur base du produit TMF du CCR (Vancutsem et al. 2021) qui cartographie les forêts denses humides intactes, forêts n'ayant jamais été dégradées sur la période d'observation (2000-2019), ainsi que les forêts denses humides dégradées, forêts ayant subi une dégradation visible sur un maximum de 2,5 années consécutives sur la période étudiée.

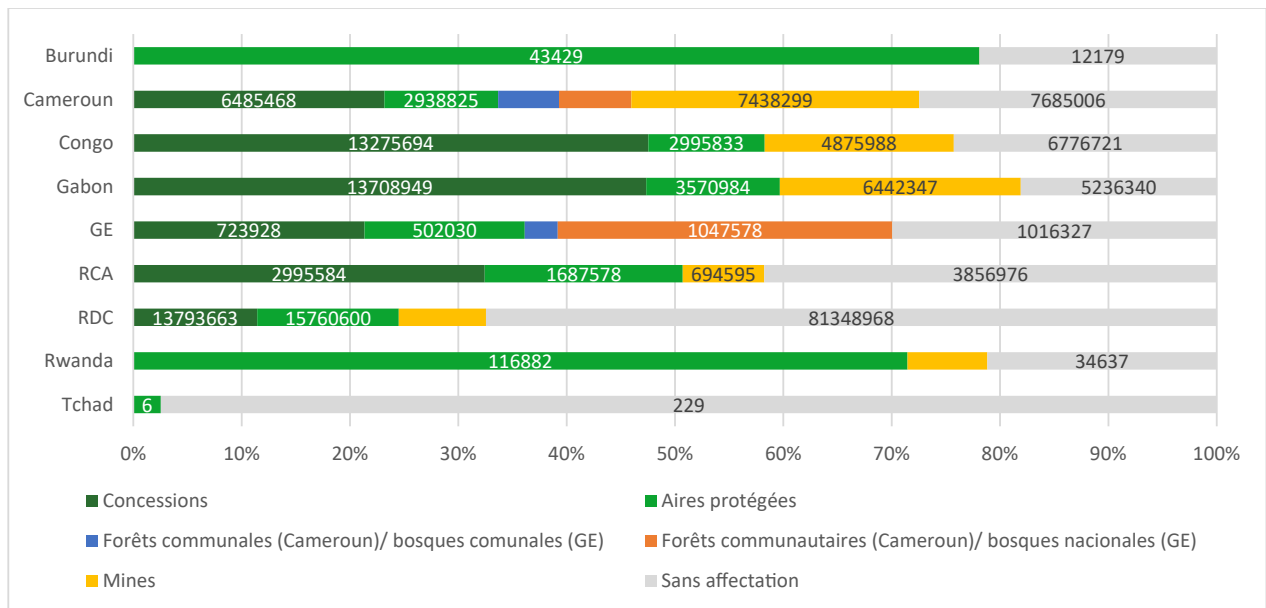


Figure 1.15 : Couvert forestier (intact et dégradé) par affectation par pays (ha).

Remarque: attention que comme il y a des recouvrements entre certaines affectations, certains pays ont un total de couvert forestier qui est supérieur à 100%

Les perturbations forestières par type d'affectation et par pays (voir les tableaux 1.3 à 1.6) mettent en avant l'importance de la dégradation forestière et de la déforestation au sein des concessions forestières en RDC et en RCA par rapport à celles observées au Cameroun ou au Gabon. Les différences entre pays s'expliquent en partie par des contextes démographiques différents. En effet, en RDC, la densité de population élevée à proximité des concessions provoque un empiétement entre les zones de collecte de bois du secteur industriel et du secteur informel au sein des concessions (Karsenty 2016). Les concessions en RDC sont généralement très vastes, ce qui entraîne une gestion difficile et un grignotage de la forêt par la petite agriculture, les exploitants illégaux et les charbonniers (Karsenty 2016). Les modalités de délimitation peuvent dans certains cas également être responsables d'une telle différence entre les pays. En effet, le Cameroun a une politique d'affectation des concessions excluant les zones proches des lieux habités, ce qui n'existe pas en RDC. Les résultats les plus récents présentés ici sur base d'une résolution de 30 m concordent avec l'étude de Davis et al. (2020) qui conclut à un bénéfice pour la conservation des forêts dû au statut de concession forestière dans la majorité des pays forestiers d'Afrique centrale, à l'exception non vérifiée ici de la République centrafricaine et la République du Congo (Davis et al. 2020). Sur le littoral camerounais où la pression sur les forêts est importante en raison de la proximité avec la ville portuaire de Douala, l'étude de Panlasigui et al. (2018) montre comment la présence de concessions forestières a significativement diminué la perte de couvert forestier. À l'inverse, l'étude de Karsenty and Hardin (2017) mentionne que dans des régions où la pression de la population sur les forêts est déjà importante, la présence de concessions forestières peut être un facteur aggravant. De plus, l'ouverture des forêts dans le cadre d'activités industrielles facilitera également l'accès à des zones initialement inaccessibles à l'agriculture de subsistance, au braconnage ou à la chasse (Karsenty and Hardin 2017 ; Tyukavina et al. 2018). Il est probable donc que des biais cachés influencent localement l'effet positif ou négatif des concessions forestières.

Les taux de déforestation et de dégradation au sein des aires protégées (voir le tableau 1.4) montrent les mêmes tendances qu'au sein des concessions forestières avec à nouveau des perturbations forestières plus importantes en RCA et en RDC en opposition aux autres pays forestiers. Entre 2010 et 2020, malgré une augmentation générale des taux de déforestation dans les deux affectations, la Guinée équatoriale et la RDC ont des taux de déforestation plus de deux fois supérieurs en concessions forestières qu'en aires protégées. La RCA maintient des taux de déforestation très légèrement plus importants au sein des aires protégées qu'en concessions forestières. Les taux de dégradation sont cependant moindres au sein des aires protégées que ceux observés en concessions forestières excepté en RCA et ce, pour les deux périodes étudiées.

Les taux de déforestation similaires pour certains pays entre aires protégées et concessions forestières sont surprenants étant donné l'absence de routes d'exploitation dans les aires protégées, principale source de perturbations forestière au sein des concessions. Cela signifie qu'une part de la forêt en aires protégées est dégradée de manière illégale. Afin de saisir la diversité des réalités des aires protégées, la plateforme analytique de l'Observatoire des Forêts (https://www.observatoire-comifac.net/analytical_platform) prolonge cette analyse pour chaque aire protégée.

Sur l'ensemble du bassin du Congo, 5 % des aires protégées sont chevauchées par des titres miniers dont 65 % sont occupés par de la forêt (intacte ou dégradée). Bien que le Cameroun l'interdise actuellement, le recouvrement de titres miniers et de zones de conservation était possible dans le passé, ce qui explique en partie que l'on trouve des concessions minières sur 24 % des aires protégées de ce pays. Au Congo, c'est 7 % des aires protégées qui sont chevauchés par des titres miniers, ce pourcentage étant de 6 % au Gabon et de 3 % en RDC.

Pour les deux périodes couvertes, les taux calculés ici montrent que la dégradation forestière et la déforestation sont plus importantes dans les zones non affectées qu'en concessions minières pour l'ensemble des pays forestiers, excepté pour la RDC qui montre une tendance opposée. Les taux de régénération forestière vont dans le sens inverse et sont même plus élevés en zones non affectées pour l'ensemble des pays et sur les deux périodes, excepté en RDC. La RDC montre en effet une recrudescence forestière favorable en concessions minières. Toutefois, sans information sur l'activité des permis miniers, il est difficile de quantifier son impact sur la perturbation forestière. Selon le rapport du WWF de 2018, très peu de sites ont déjà initié l'étape de production. Ainsi, si des réserves conséquentes sont découvertes, de gros dégâts environnementaux pourraient en découler (Grantham and Tibaldeschi 2018).

La RDC et la RCA subissent les dégradations forestières et déforestations les plus importantes liées au secteur minier (voir le tableau 1.5). En excluant les exploitations artisanales, il convient de noter que 11,6 % du territoire congolais (RDC) est couvert par des titres miniers, dont 35 % de forêts, soit presque 10 milliards d'hectares. L'impact de la mine artisanale et à petite échelle est difficile à mesurer et à surveiller. À l'échelle de l'exploitation individuelle, les dégâts sont généralement faibles, car de courte durée et sur des espaces très restreints localement, mais l'effet cumulatif d'impacts locaux négatifs augmente significativement la pression sur les forêts. Outre l'impact de la déforestation, l'extraction artisanale alimente également les conflits de l'Est de la RDC et entretient l'insécurité présente dans cette partie du pays (Hund et al. 2017).

Une étude de 2017 du WWF portant sur le Cameroun, la République démocratique du Congo, le Gabon et la République du Congo a analysé la situation actuelle de l'exploitation minière et l'impact de celle-ci sur la conservation de la biodiversité dans le bassin du Congo (Noiraud et al. 2017).

L'activité minière est davantage présente en région forestière que l'extraction de gaz et de pétrole (Hund et al. 2017). Les pays de la sous-région voient l'activité minière comme un levier important pour le développement économique de leur pays. Les risques directs et indirects de l'exploitation minière sur l'environnement sont la déforestation principalement pour la mise en place des infrastructures nécessaires, la perte de biodiversité et la pollution des milieux aquatiques. Cette exploitation à grande échelle provoque généralement un déplacement de masses de populations voulant bénéficier des actifs économiques de cette activité qui engendre dans le même temps le développement du braconnage et de l'agriculture de subsistance (Hund et al. 2017 ; Noiraud et al. 2017). Le secteur minier industriel au Cameroun est encore à l'état embryonnaire et la dégradation qu'il occasionne est majoritairement due à l'exploration ou à l'exploitation non industrielle déjà bien répandue.

La mise en place de plan d'aménagement du territoire aux échelles nationales des différents pays permettrait une coordination des différents secteurs afin d'éviter les conflits d'usages entre la production et la conservation, les concessions minières et forestières, le développement de l'agro-industrie et la protection des moyens de subsistance des populations locales.

Tableau 1.3 : Les taux nationaux annuels de déforestation, dégradation et régénération au sein des concessions forestières dans les zones de forêts denses d'Afrique centrale entre 2000 et 2010 et entre 2010 et 2020.

Pays	2000-2010			2010-2020		
	Taux de déforestation (%)	Taux de dégradation (%)	Taux de régénération (%)	Taux de déforestation (%)	Taux de dégradation (%)	Taux de régénération (%)
Cameroun	0.02	0.05	0.00	0.04	0.16	0.01
Congo	0.04	0.11	0.00	0.13	0.30	0.01
Gabon	0.01	0.06	0.00	0.02	0.07	0.00
Guinée éq.	0.01	0.10	0.00	0.06	0.24	0.01
RCA	0.25	0.17	0.00	0.27	0.33	0.03
RDC	0.19	0.32	0.00	0.46	0.54	0.05

Tableau 1.4 : Les taux nationaux annuels de déforestation, dégradation et régénération au sein des aires protégées dans les zones de forêts denses d'Afrique centrale entre 2000 et 2010 et entre 2010 et 2020.

Pays	2000-2010			2010-2020		
	Taux de déforestation (%)	Taux de dégradation (%)	Taux de régénération (%)	Taux de déforestation (%)	Taux de dégradation (%)	Taux de régénération (%)
Cameroun	0.01	0.03	0.00	0.04	0.08	0.01
Congo	0.04	0.06	0.00	0.08	0.00	0.13
Gabon	0.01	0.04	0.00	0.01	0.06	0.00
Guinée éq.	0.02	0.06	0.00	0.03	0.08	0.01
RCA	0.27	0.22	0.02	0.28	0.43	0.06
RDC	0.17	0.13	0.03	0.18	0.25	0.07

Tableau 1.5 : Les taux nationaux annuels de déforestation, dégradation et régénération au sein des concessions minières dans les zones de forêts denses d'Afrique centrale entre 2000 et 2010 et entre 2010 et 2020.

Pays	2000-2010			2010-2020		
	Taux de déforestation (%)	Taux de dégradation (%)	Taux de régénération (%)	Taux de déforestation (%)	Taux de dégradation (%)	Taux de régénération (%)
Cameroun	0.11	0.22	0.00	0.19	0.45	0.03
Congo	0.04	0.20	0.00	0.19	0.44	0.01
Gabon	0.01	0.09	0.00	0.03	0.12	0.00
Guinée éq.	0.02	0.25	0.00	0.14	0.74	0.02
RCA	0.39	0.46	0.02	0.32	0.65	0.08
RDC	0.65	0.60	0.04	0.70	0.93	0.23

Tableau 6 : Les taux nationaux annuels de déforestation, dégradation et régénération au sein des zones non affectées dans les zones de forêts denses d'Afrique centrale entre 2000 et 2010 et entre 2010 et 2020.

Pays	2000-2010			2010-2020		
	Taux de déforestation (%)	Taux de dégradation (%)	Taux de régénération (%)	Taux de déforestation (%)	Taux de dégradation (%)	Taux de régénération (%)
Cameroun	0.23	0.34	0.01	0.53	0.95	0.05
Congo	0.22	0.00	0.00	0.35	0.48	0.04
Gabon	0.05	0.00	0.00	0.12	0.00	0.27
Guinée éq.	0.05	0.28	0.00	0.16	0.49	0.01
RCA	0.64	0.61	0.06	0.65	0.13	1.22
RDC	0.51	0.42	0.02	0.61	0.65	0.15

1.3 Niveau d'émissions de référence sur les forêts (NERF) des pays de la sous-région

1.3.1 Qu'est-ce qu'un NERF ?

Contexte

La Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (CCNUCC) encourage les pays à participer à l'atténuation des changements climatiques en mettant en place, à titre volontaire, des interventions visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES) et à renforcer l'absorption et le stockage pérenne de ces gaz. Un mécanisme de réduction des émissions provenant de la déforestation et de la dégradation des forêts (REDD+) encadre ces efforts dans le secteur forestier en ciblant cinq activités spécifiques : la réduction des émissions liées à la déforestation (1) et à la dégradation des forêts (2), la conservation des stocks de carbone (3), la gestion durable des forêts (4) et le renforcement des stocks de carbone forestier (5). Les pays participants à la REDD+ peuvent, par ailleurs, prétendre à des compensations financières s'ils démontrent l'efficacité (ou « la performance ») des activités REDD+ mises en œuvre.

Encadré : REDD+ et Land Copernicus service

Baudouin Desclée, Andreas Langner, Hugh Eva (JRC), Hervis Ghoms, Christophe Sannier (SIRS)

Afin de faire évoluer le programme européen Copernicus pour intégrer le suivi des forêts, un projet REDDCopernicus (<https://www.reddcopernicus.info>) a été lancé en 2019 dans le cadre du programme Horizon 2020 de l'Union Européenne (UE). Ce projet de recherche et développement vise à coordonner et à consolider les capacités existantes de l'UE en matière de surveillance forestière fondée sur l'Observation de la Terre dans les Services Copernicus notamment en vue d'appuyer les processus REDD+.

Une première conception de ce futur volet « services REDD+ » de Copernicus a été préparée avec les principaux éléments techniques et organisationnels. Une procédure d'évaluation comparative a été appliquée à une liste de produits/méthodes/données potentiellement appropriés pour la surveillance des forêts et neuf produits ont été sélectionnés couvrant 4 concepts: (1) des données satellitaires prêtes pour l'analyse (composites S2GM et JRC-L1C-S2), (2) des cartes d'état du couvert forestier / arboré (produits TCD, FTY et TMF) 3) des cartes de changement du couvert forestier (produits TMF et BFAST) et 4) des cartes de perturbations forestières et d'alerte (produits FCDM et BAYTS). Outre les concepts de données ci-dessus, des solutions de plate-forme et de service pour le traitement, le téléchargement et l'analyse des données sont également prises en compte.



Données & produits sélectionnés dans la conception initiale et présentés lors des ateliers REDDCopernicus.

Deux ateliers en ligne ont été organisés pour les utilisateurs du Bassin du Congo en septembre-octobre 2020 afin de consolider cette conception initiale de ce volet Copernicus REDD + et de collecter les retours des utilisateurs. Initialement planifiés sous la forme de

Suite à la page suivante

Encadré : suite

réunions physiques, les ateliers ont été organisés avec succès sous la forme de webinaires en ligne avec des sessions interactives à l'aide d'outils en ligne spécialisés combinant le géoportail et des enquêtes d'experts. Parmi les participants figuraient de nombreux acteurs nationaux actifs dans la surveillance et la gestion des forêts (ONACC, STREDD+, CNC, AGEOS, CNIAF, UMNG/LGETA, DIAF, ERAIFT) et certaines institutions régionales ou internationales (OFAC/COMIFAC, FAO, WRI).

Des études de cas ont été présentées lors de ces ateliers pour les sites d'études au moyen d'un géoportail, développé spécialement dans le cadre de ce projet REDDCopernicus. Afin d'évaluer la pertinence de ces produits pour la surveillance et la déclaration des forêts nationales REDD+ un questionnaire en ligne a permis de collecter le retour d'information des utilisateurs.

Grâce aux nombreux retours positifs des utilisateurs collectés au cours de ces ateliers en ligne, la définition des produits et services conçus pour une composante potentielle REDD+ du service Land du programme Copernicus sera affinée afin de mieux répondre aux besoins nationaux en matière de rapports.

Objectifs

La performance des activités REDD+ est évaluée à partir d'une ligne de base dénommée le NERF (Niveau d'Emissions de Référence pour les Forêts) lorsque ne sont comptabilisées que les émissions de GES, ou le NRF (Niveau de Référence des Forêts) lorsque sont comptabilisées à la fois les émissions et les absorptions de GES. Cette évaluation de la performance des activités REDD+ nécessite ainsi de mesurer l'écart entre les flux de carbone forestier observés après la mise en œuvre des interventions visant la réduction des émissions de GES, comparativement aux flux qui auraient eu lieu en l'absence de ces interventions (scénario du « statu quo » ou du « *business-as-usual* »). C'est l'objectif du NERF, qui constitue donc un pilier majeur du mécanisme REDD+. L'élaboration d'un NERF permet ainsi à un pays de (1) mesurer sa contribution à l'atténuation des changements climatiques, par le biais de ses interventions pour limiter l'impact négatif des activités humaines sur les ressources forestières, (2) exprimer cette contribution dans le cadre de la CCNUCC, (3) évaluer l'efficacité des politiques et mesures mises en œuvre, ou encore (4) bénéficier de paiements basés sur les résultats de réduction des émissions de GES (CO₂, CH₄, N₂O).

Aperçu sur les aspects techniques

L'élaboration d'un NERF soulève une multitude de considérations techniques plus ou moins complexes, souvent interdépendantes, et seuls certains aspects très généraux seront évoqués à la suite (le lecteur intéressé se référera à la littérature dédiée, p. ex. Sandker et al. 2016). La méthodologie d'élaboration d'un NERF est laissée à la discrétion des pays, mais doit répondre à des critères de **transparence** (p. ex. concernant les méthodes et données employées), **d'exactitude** et de **précision** (suivant notamment les bonnes pratiques du GIEC (GIEC 2003 ; IPCC 2006 ; GFOI 2016)) et de **complétude** (permettant une reconstitution indépendante du NERF, p. ex. Sandker et al. 2016). La méthodologie de construction du NERF/NRF doit en outre impérativement contenir certaines informations permettant d'en délimiter les contours, notamment sur les **critères de définition de la forêt**, la **portée** (p. ex. quelles activités REDD+ sont considérées, quels réservoirs de carbone et de gaz sont pris en compte), **l'échelle** (p. ex. le NERF/NRF couvre-t-il l'ensemble du pays, une province, un biome, etc.), **la période de référence** (ou période historique) et **la période comptable**. Ces informations permettent de poser un cadre au sein duquel sera

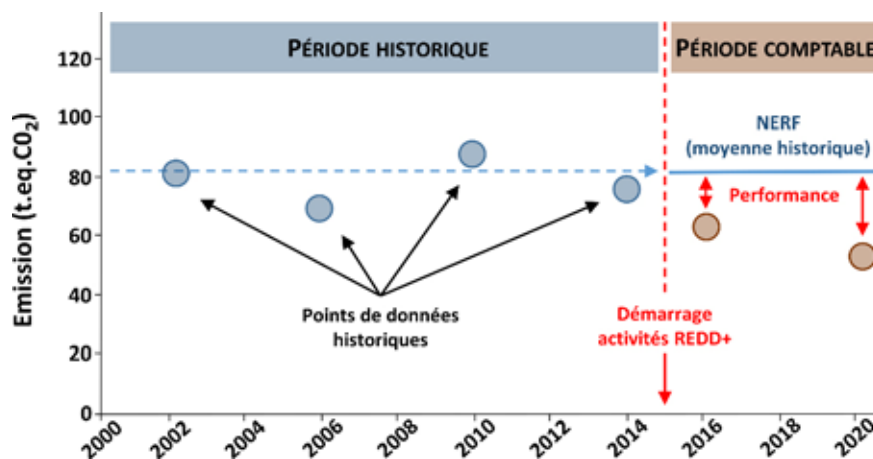


Figure 1.16 : Exemple de NERF.

développée une méthode de suivi des flux de GES, souvent restreints aux émissions de CO₂. La méthode est employée pour quantifier les émissions « historiques » au cours de la période de référence (2000-2014 dans le NERF illustratif en figure 1.16), qui précède la mise en œuvre des interventions visant la réduction des émissions de GES issus du secteur forestier. Les émissions historiques servent de repère pour estimer quelle aurait été l'ampleur des émissions sur la période comptable – c'est-à-dire la période suivant la mise en œuvre des interventions, si ces dernières n'avaient pas eu lieu (scénario du « statu quo »). Cette projection des émissions sur la période comptable peut être réalisée en utilisant la moyenne des émissions historiques (comme en figure 1.16). Si des pays estiment que le passé est un mauvais indicateur prévisionnel de l'avenir du pays en termes d'émissions de GES issus du secteur forestier, notamment lorsque des émissions sont planifiées avant l'élaboration du NERF (p. ex. entrée en exploitation de concessions forestières, plan de développement au niveau national, local, etc.), un « ajustement » du NERF peut être considéré. On parle d'un « ajustement » du NERF lorsque sont pris en compte des critères autres que les émissions historiques.

Le NERF établi sur la période comptable, et exprimé en tonnes d'équivalent CO₂ par année, permet ainsi par la suite d'évaluer la performance des activités REDD+ en le comparant aux émissions effectives.

Calcul des données d'activité et des facteurs d'émissions

La méthode utilisée pour calculer les émissions, pour chaque « point de données historiques » (points bleus en figure 1.16), est l'élément central d'un NERF qui conditionne directement la fiabilité des estimations. Le nombre de points de données historiques correspond au nombre d'évaluations de changement sur la période étudiée. Le calcul des émissions comporte généralement deux composantes : **les données d'activité (DA)** et **les facteurs d'émissions (FE)**. Les DA correspondent aux superficies concernées par un changement d'occupation du sol dans un intervalle de temps donné (par exemple, une forêt humide devenue une culture). Les DA sont généralement obtenues à partir d'analyses d'images satellitaires permettant de détecter ces changements et de les qualifier (de forêt humide vers culture, dans l'exemple précédent) en considérant un certain nombre de classes d'occupation du sol. Les FE sont une estimation de la différence entre le stock de carbone dans la biomasse forestière et le stock de carbone dans l'occupation du sol résultant de la conversion de la forêt, et sont typiquement estimés à partir de données d'inventaire (Sandker et al 2016). La multiplication des DA par les FE associés permet d'obtenir une estimation du flux de carbone sur l'intervalle de temps considéré, qui peut être directement convertie en équivalent CO₂. Un enjeu fort de l'établissement d'un NERF consiste à minimiser les incertitudes sur les DA et les FE, qui déterminent conjointement l'erreur sur les estimations d'émissions.

Tableau 1.7 : Synthèse des NERF d'Afrique centrale.

Pays	Congo		Gabon		Guinée équatoriale		Rép. dém. Congo		Rép. centrafricaine
	Officielle & Technique	Technique	Officielle & Technique	Technique	Officielle	Technique	Officielle	Technique	Officielle & Technique
Définition de la forêt	Superficie	0,5 ha	1 ha	1 ha	0,5 ha	1 ha	0,5 ha	0 09 ha	0,81 ha
	Hauteur	3 m	5 m	5 m	5 m	5 m	3 m	-	5 m
	Couverture de canopée	30 %	30 %	30 %	30 %	10 %	30 %	30 %	50 %
Portée	Activités	Déforestation	Déforestation	Déforestation	Déforestation	Déforestation	Déforestation	Déforestation	Déforestation
		Dégradation	Dégradation	Dégradation	Dégradation	Dégradation	Dégradation	-	Dégradation
	Réservoirs	biomasse aérienne	biomasse aérienne	biomasse aérienne	biomasse aérienne	biomasse aérienne	biomasse aérienne	biomasse aérienne	biomasse aérienne
Échelle	Gaz	biomasse souterraine	biomasse souterraine	biomasse souterraine	biomasse souterraine	biomasse souterraine	biomasse souterraine	biomasse souterraine	biomasse souterraine
		biomasse du bois mort	biomasse du bois mort	biomasse du bois mort	biomasse du bois mort	biomasse du bois mort	biomasse du bois mort	-	biomasse du bois mort
		CO ₂	CO ₂	CO ₂	CO ₂	CO ₂	CO ₂	CO ₂	CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O
Périodes	Période de comptable	Nationale	Nationale	Nationale	Nationale	Nationale	Nationale	Nationale	Nationale
		2000-2012	2000-2009	2000-2009	2014-2018	2000-2012	2000-2014	2000-2014	2011-2018
Données d'Activité	Méthode	2015-2020	2010-2018	2010-2018	-	-	2015-2019	-	-
		Sample-based (870 points) & Bookkeeping (archivage de pixels)	Sample-based (665 points (PSU))	Sample-based (1 832 points)	Sample-based (1 832 points)	Sample-based (21 323 points)	Sample-based (21 323 points)	Sample-based (1 200 points)	
Facteurs d'Emission	Nombre de strates	Points de données	Source	IFN	IPCC (2006)	pre-IFN	IFN	IFN	
		1	5	7	7	6	4	4	
NERF	Ajustement	Moyenne historique	Moyenne historique	Moyenne historique	Moyenne historique	Projection linéaire	Moyenne historique	Moyenne historique	
		Oui	Oui	Oui	-	Oui	-	-	

1.3.2 État des lieux des soumissions de NERF en Afrique centrale

À la date de rédaction de ce document, quatre pays d'Afrique centrale ont soumis un NERF à la CCNUCC : le Congo (en 2016), la R. D. Congo (en 2018), le Gabon (en 2021) et la Guinée équatoriale (en 2020). Le NERF RCA a été finalisé en 2020, mais n'a pas été déposé à la CCNUCC. Ces deux dernières rédactions n'ayant pas encore fait l'objet d'une évaluation technique, elles ne sont pas commentées ci-après, mais apparaissent, à titre informatif, dans le tableau 1.3. Les NERF du Congo, du Gabon et de la R.D. Congo présentent des points de rapprochements, mais aussi, et surtout des différences saillantes, tant en termes de définitions utilisées que de méthodes et données employées.

Contours des soumissions NERF

Si les trois NERF couvrent toute l'étendue du territoire des pays, le NERF national de la R.D. Congo présente une particularité majeure : il résulte de l'agrégation des DA estimées pour chacune des 26 provinces du pays. Le calcul des DA par province se justifie en R.D. Congo par la superficie importante du pays, et par la volonté de pouvoir évaluer l'impact des différentes politiques et interventions de réduction d'émissions mises en œuvre à l'échelle des provinces, en fonction de leur contexte propre. Ce choix a néanmoins de lourdes implications sur la charge de travail nécessaire pour le calcul des DA. De même, pour le Congo et le Gabon, les définitions officielles et techniques de la forêt sont les mêmes, mais la R.D. Congo introduit une définition « opérationnelle » différente de la définition officielle de la forêt pour des raisons techniques (voir le tableau 1.3), laquelle permet d'ajuster la superficie des échantillons de référence qui définit, dans ce contexte méthodologique, la notion de forêt, à la résolution spatiale de la carte des changements (c.-à-d., 30 x 30 m). Contrairement au Congo et au Gabon, la R.D. Congo ne considère pas la dégradation forestière. Cependant, la définition opérationnelle de la forêt en RDC implique que les émissions associées à des pertes de couverture arborée beaucoup plus faibles que celles considérées au Congo ou au Gabon seront prises en compte, ce qui devrait permettre de mieux apprécier les émissions d'origine forestière du pays qui sont souvent liées à des changements d'occupation du sol à petite échelle (agriculture itinérante sur brûlis, notamment). Par ailleurs, au-delà de la biomasse aérienne et souterraine, les NERF du Congo et du Gabon intègrent le bois mort comme réservoir de carbone. Pour le calcul du NERF, le Congo et le Gabon se basent sur la moyenne historique tandis que la RDC utilise une projection linéaire. Conformément au cadre méthodologique du Fonds de Partenariat sur le Carbone Forestier (FPCF), un ajustement annuel à la hausse de 0,1 % maximum basé sur les stocks de carbone existants est autorisé. Le Congo, le Gabon et la RDC procèdent tous trois à un ajustement.

Calcul des données d'activités

Deux grandes approches méthodologiques peuvent être distinguées pour calculer les données d'activité. Une première méthode basée sur l'interprétation d'échantillons de référence distribués aléatoirement sur le territoire – et utilisant la carte des changements par pixel pour stratifier l'échantillonnage – est généralement considérée comme l'état de l'art (Olofsson et al. 2014). Cette approche, par échantillonnage (c.-à-d., *'sample-based'*), a été utilisée dans les NERF du Congo, du Gabon et de la R.D. Congo, avec respectivement 870, 665 et 21 323 échantillons interprétés sur base d'images satellitaires. Le très grand nombre d'échantillons utilisé en R.D. Congo découle directement du choix de quantifier les données d'activité pour chacune des 26 provinces qui découpent le territoire national.

Une méthode alternative, non retenue à ce stade, consiste à cartographier les changements d'occupations des terres à partir d'images satellitaires, afin de générer une carte des changements. Les données d'activité sont alors obtenues en faisant la somme de la surface des pixels associés aux transitions considérées (de forêt dense humide vers culture, par exemple). Cette approche procédant par « comptage de pixel » (c.-à-d., *'pixel-based'*) sur base des données du Global Forest Watch, mène à des résultats fortement biaisés, avec une sous-estimation de l'ordre de 90 % des pertes de couvert forestier en Afrique tropicale humide (Tyukavina et al. 2015).

Calcul des facteurs d'émission

Les facteurs d'émission des NERF sont basés, dans les trois cas, sur des données d'inventaires forestiers. Dans le cas du Congo, ces données sont tirées de l'Inventaire Forestier National (IFN) réalisé entre 2007 et 2015, et couvrent l'ensemble du territoire à l'exception des zones marécageuses à l'Est du pays. Ces données sont converties en biomasse à l'aide d'une équation allométrique pantropicale qui néglige les variations d'allométrie hauteur-diamètre, ce qui est noté comme un point d'amélioration possible dans le document du NERF. Pour le Gabon, la collection des nouvelles données d'inventaire a commencé en 2017 pour rassembler, en 2020, 104 sites forestiers hors mangroves. L'équation allométrique pantropicale utilisée convertit le diamètre des arbres en biomasse aérienne intégrant des termes pour la densité du bois et la hauteur des arbres. Dans le cas de la R.D. Congo, les données d'inventaire sont issues du pré-IFN, la mise en œuvre du premier IFN national n'ayant débuté qu'en 2018. Quand bien même une équation allométrique de biomasse intégrant la hauteur des arbres, donc les variations d'allométrie hauteur-diamètre, a été utilisée pour calculer les facteurs d'émission, l'utilisation des données du premier IFN représente une perspective d'amélioration importante pour ces estimations.

1.3.3 NERF à l'échelle provinciale : cas de la province de Maï-Ndombe en R.D. Congo

Les données d'activité et les émissions associées ont été estimées pour la province du Maï-Ndombe en R.D. Congo, pour la période de référence 2005-2014 et pour une période comptable initiale 2018-2019 conformément au Document du Programme et à l'Accord d'Achat de Réduction des Émissions de la R.D. Congo. La date finale de la période de référence est cohérente avec celle du NERF national, mais vu que le cadre méthodologique du Fond Carbone exige une durée autour de 10 ans, la date de début est fixée à 2005. Une méthode basée sur les bonnes pratiques recommandées par le GIEC a été mise en œuvre. De telles approches utilisent des estimateurs statistiquement non biaisés ayant une incertitude connue. Le travail consistait à développer des strates à partir des cartes produites par télédétection pour allouer un échantillonnage aléatoire stratifié pour l'analyse probabiliste des données de référence de séries chronologiques Landsat et Google Earth. Les cartes produites ciblaient les transitions du couvert forestier pertinentes, en particulier les dynamiques de pertes de forêt dense humide et les dynamiques de pertes et de gains de forêt secondaire. L'imagerie Landsat a été utilisée pour cartographier la province. Les données de référence interprétées ont été utilisées pour calculer les données d'activité nette pour les changements forestiers avec un objectif d'incertitude de $\pm 20\%$ au 90e percentile de l'intervalle de confiance par classe d'activité, objectif atteint en utilisant 2 000 échantillons de référence. Les estimations des superficies résultantes ont été combinées aux facteurs nationaux d'émissions et d'absorptions pour estimer les émissions et absorptions à l'échelle de la province. Un niveau de référence a été calculé pour les émissions et un autre pour les absorptions afin de prendre en considération les effets inhérents des absorptions.

Le niveau d'émission de référence a été déduit à partir de la moyenne des deux sous-périodes, 2005-2009 et 2010-2014, et a été calculé sur base des émissions annuelles de 28 917 393 tCO₂/an et des absorptions annuelles de -1 680 533 tCO₂/an, ce qui aboutit à une moyenne de 27 236 859 tCO₂/an. À ce total, 5 788 886 tCO₂/an ont été ajoutées résultants de l'ajustement de 0,1 % (cf. *Contours des soumissions NERF*) pour un total de 33 025 746 tCO₂/an (voir les tableaux 1.4 à 1.7 et la figure 1.17 pour tous les résultats ci-mentionnés). Au cours de la période de référence, il a été noté une tendance significative à la hausse des émissions, justifiant l'inclusion d'un niveau d'émissions de référence alternatif basé sur un scénario « statu quo ». Ainsi, le niveau d'émissions 2005-2009 était de 18 092 216 tCO₂/an, doublant à 36 971 610 tCO₂/an pour 2010-2014. Bien que de nombreux ajustements statu quo soient possibles, un scénario conservateur par rapport à d'autres options a été élaboré en utilisant la droite reliant les émissions moyennes des sous-périodes à la première et la dernière année de la période de référence. Toute autre droite entre les deux périodes serait moins conservatrice.

Les émissions nettes estimées pour les deux premières années de la période comptable, 2018-2019, ont été calculées sur base des émissions, s'établissant à 42 854 387 tCO₂/an et des absorptions, calculées à partir des taux projetés de gain forestier, atteignant -2 855 028 tCO₂/an. Les émissions nettes résultantes sont égales à 39 999 359 tCO₂/an, nettement supérieures au niveau de référence du FCPF, mais inférieures à l'ajustement conservateur statu quo de 44 523 368 tCO₂/an pour la même période. Le scénario statu quo a abouti à une réduction des émissions de plus de 4 M tCO₂/an en utilisant la période comptable 2018-2019. En conclusion, les résultats qui indiquent une tendance d'augmentation des émissions au sein de la période de référence pourraient justifier un ajustement statu quo dans l'évaluation des performances du programme de réduction des émissions dans la province du Maï-Ndombe, en R.D. Congo.

Tableau 1.8 : Données d'activité révisées de l'Université de Maryland pour la période de référence (2005-2014).

Changement d'utilisation des terres	Données d'activité [ha]	Intervalle de confiance 90 % [+/- ha]	Incertitude
Déforestation F. Primaire	154 643	18 685	12,1 %
Déforestation F. Secondaire	381 344	47 602	12,5 %
Dégradation	144 756	23 176	16,0 %
Régénération F. Primaire	s.o.	s.o.	s.o.
Régénération F. Secondaire	239 234	31 151	13,0 %

Tableau 1.9 : Facteurs d'émissions nationaux (soumission à la CCNUCC).

Changement d'utilisation des terres	Facteurs d'émissions [tCO ₂ /ha] Facteurs d'absorptions [tCO ₂ /ha/an]	Intervalle de confiance 90 % [+/- tCO ₂ /ha]	Incertitude
Déforestation F. Primaire	688,30	58,74	8,5 %
Déforestation F. Secondaire	351,23	104,14	29,6 %
Dégradation	337,07	61,64	18,3 %
Régénération F. Primaire	s.o.	s.o.	s.o.
Régénération F. Secondaire	-17,56	5,21	29,6 %

Tableau 1.10 : Niveau d'émission de référence révisé basé sur les données d'activité de l'Université de Maryland et les facteurs d'émissions nationaux.

Changement d'utilisation des terres	Émissions / Absorptions [tCO ₂ /an]	Intervalle de confiance 90 % [+/- tCO ₂ /an]	Incertitude
Déforestation F. Primaire	10 644 095	1 574 557	14,8 %
Déforestation F. Secondaire	13 394 055	4 308 914	32,2 %
Dégradation	4 879 243	1 185 873	24,3 %
Régénération F. Primaire	s.o.	s.o.	s.o.
Régénération F. Secondaire	-1 680 533	524 297	-31,2 %
Niveau de Référence (NRF)	27 236 859	4 767 300	17,5 %
Ajustement	5 788 886	569 825	9,84 %
NRF ajusté	33 025 746	4 801 234	14,54 %

Tableau 1.11 : Performance du Programme de réduction d'émissions pour la première période de rapportage.

NERF/NRF et émissions 1 ^{er} intervalle de suivi	Émissions / Absorptions [tCO ₂ /an]	Intervalle de confiance 90 % [+/- tCCO ₂ /an]	Incertitude
FCPF NERF - émissions	34 706 279	4 801 234	14,5 %
FCPF - Baseline Absorptions 1 ^{re} période comptable (2018-2019)	-1 680 533	524 .297	31,2 %
FCPF NRF	33 025 746	4 829 776	14,6 %
Émissions 1 ^{re} période comptable (2018-2019)	42 854 387	18 814 673	43,9 %
Absorptions 1 ^{re} période comptable (2018-2019)	-2 855 028	738 285	-25,9 %
Émissions nettes 1 ^{re} période comptable (2018-2019)	39 999 359	18 829 152	47,1 %
Émissions sous scénario « statu quo » (BAU) (2018-2019)	44 523 368		
Réductions émissions 1^{re} période comptable (2018-2019) avec ajustement FCPF	-6 973 613		
Réductions émissions 1^{re} période comptable (21 sept. 2018 - 30 juillet 2019) avec ajustement FCPF	-5 977 382		
Réductions émissions 1^{re} période comptable (2018-2019) avec ajustement BAU	4 524 009		
Réductions émissions 1^{re} période comptable (21 sept. 2018 - 30 juillet 2019) avec ajustement BAU	3 877 723		

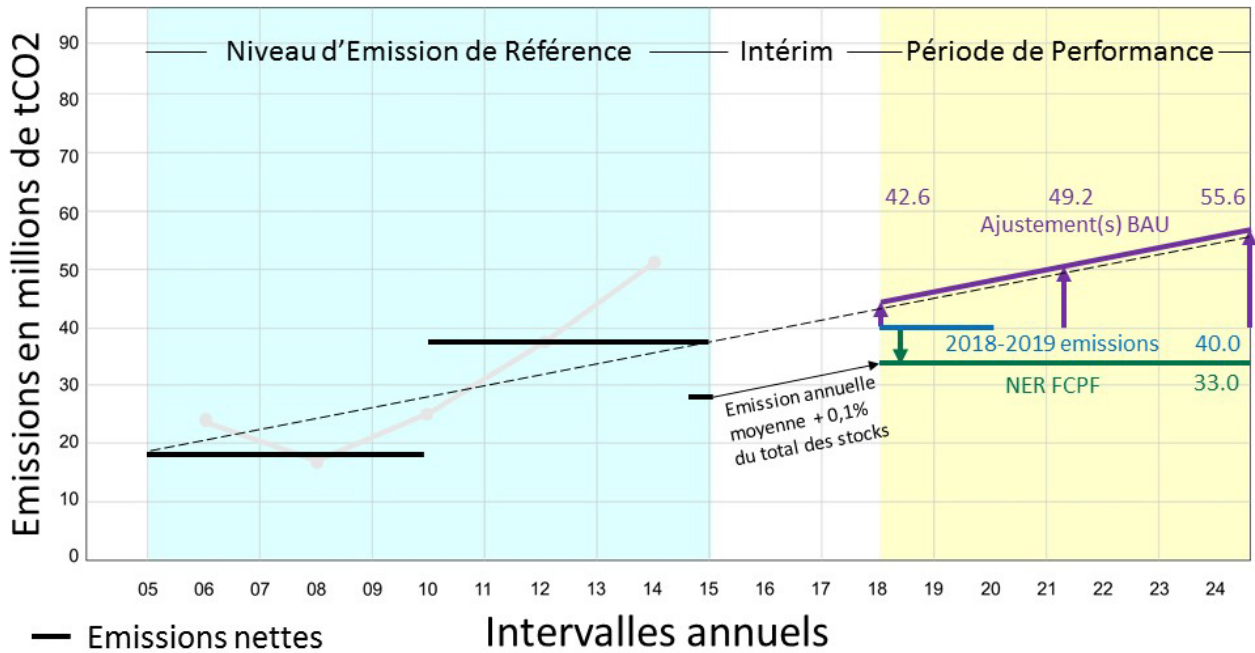


Figure 1.17 : Graphique des niveaux d'émissions de référence et de la période de performance (= période comptable) pour la province du Maï-Ndombe, République démocratique du Congo. Les niveaux d'émissions de référence sont indiqués sous forme de barres noires, les émissions estimées de la période de performance (= période comptable) en bleu et les niveaux d'émissions de référence ajustés du FCPF et du statu quo en vert et violet, respectivement. Les émissions brutes annuelles sont représentées en gris par intervalles de deux ans et illustrent le taux croissant d'émissions au cours de la période de référence.

Conclusion et perspectives pour la surveillance des forêts dans le bassin du Congo

Depuis l'an 2000, la perte de forêts intactes s'est accélérée dans l'ensemble des pays d'Afrique centrale avec un taux de déforestation maximale durant les cinq dernières années. Si le rythme de déforestation et de dégradation forestière se poursuit, 27 % des forêts humides non perturbées d'Afrique centrale (incluant l'Angola et l'Ouganda) présentes en 2020 auront disparu d'ici 2050.

Les politiques d'affectation des terres sont une aide précieuse dans la lutte contre la déforestation et la dégradation forestière. Les aires protégées, les concessions forestières et les forêts communautaires permettent en effet de diminuer considérablement les pertes forestières et d'impliquer les populations locales dans la conservation des forêts tout en assurant leur subsistance.

Dans le cadre du suivi de la déforestation et de la dégradation à une échelle nationale ou sous-nationale, des améliorations du suivi du couvert forestier et de la biodiversité qu'il protège vont forcément s'observer. L'arrivée des satellites Sentinel-1 et Sentinel-2 il y a quelques années et la mise à disposition gratuite des données Planet par le Norway's International Climate and Forest Initiative (NICFI) offrent de nouvelles opportunités de surveillance des écosystèmes forestiers. En effet, leur résolution spatiale et temporelle appropriée permet un suivi précis des forêts tropicales d'Afrique centrale. La redondance du système d'observation et la mission à long terme des satellites

Sentinel positionnent la télédétection comme la principale source opérationnelle d'informations pour surveiller les changements forestiers au cours des prochaines décennies.

Les satellites GEDI et Biomass vont quant à eux permettre une amélioration de la cartographie de la biomasse qui rencontre encore de nombreuses limitations. Le développement de réseaux de collecte de données de terrain restera essentiel pour ajuster et évaluer les relations entre les mesures issues de capteurs et les estimations de biomasse de référence faites au sol.

Finalement, il est important d'augmenter significativement la transparence et la traçabilité dans les systèmes de surveillance et d'assurer l'indépendance des autorités nationales pour leur propre rapportage. La déconnexion entre les personnes qui surveillent les forêts et les pays qui les conservent affecte négativement la légitimité, l'efficacité et la prise de conscience de l'information. Il est donc important de confier le leadership du suivi des forêts du bassin du Congo aux experts nationaux des pays membres de la COMIFAC tout en harmonisant les méthodes et les définitions des types de forêts dans la région.