
Dynamique paysagère et suivi de la dégradation forestière et de la déforestation en périphérie de la ville de Kisangani en République démocratique du Congo

Auteur : Masson, Claire

Promoteur(s) : Fayolle, Adeline; Lejeune, Philippe

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2021-2022

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/16265>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

**DYNAMIQUE PAYSAGERE ET SUIVI DE LA
DEGRADATION FORESTIERE ET DE LA
DEFORESTATION EN PERIPHERIE DE LA VILLE
DE KISANGANI EN REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE
DU CONGO**

MASSON CLAIRE

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2021-2022

(CO)-PROMOTEUR(S): FAYOLLE ADELIN ET LEJEUNE PHILIPPE

©Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

**DYNAMIQUE PAYSAGERE ET SUIVI DE LA
DEGRADATION FORESTIERE ET DE LA
DEFORESTATION EN PERIPHERIE DE LA VILLE
DE KISANGANI EN REPUBLIQUE DEMOCRATIQUE
DU CONGO**

MASSON CLAIRE

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2021-2022

(CO)-PROMOTEUR(S): FAYOLLE ADELIN ET LEJEUNE PHILIPPE

REMERCIEMENTS

Ce Travail de Fin d'Etudes a été réalisé au sein de l'axe « Gestion des Ressources Forestières » du département d'enseignement de Gembloux Agro-Bio Tech. Le travail de terrain a été encadré par la Faculté des Sciences de l'Université de Kisangani (UNIKIS). Il s'inscrit dans le cadre du doctorat de Lisette Mangaza qui porte sur l'évaluation des stocks de carbone dans les paysages forestiers tropicaux de la province de la Tshopo en RDC.

« Le voyage réalisé dans le cadre du présent travail a été rendu possible grâce au soutien financier de l'Académie de recherche et d'enseignement supérieur de la Fédération Wallonie-Bruxelles, Belgique, dans le cadre de sa politique de Coopération au développement. »

Au terme de ce travail, je tiens à remercier les nombreuses personnes qui ont contribué à la réalisation de ce travail : notamment les Professeurs Adeline Fayolle et Philippe Lejeune, pour leur rôle de co-promoteurs et pour nos nombreux échanges qui ont permis d'approfondir et d'aboutir à ce travail ; Lisette Mangaza, pour m'avoir accueillie si chaleureusement dans son pays et pour m'avoir encadré tout au long de ma mission de terrain ; le PACODEL, qui a organisé mon arrivée à Kinshasa.

Enfin, je remercie mes parents pour avoir financé mes études, Gembloux Agro-Bio Tech pour l'enseignement dont nous avons bénéficié et toutes les personnes rencontrées qui m'ont soutenue et encouragée.

RESUME

En Afrique centrale, la croissance démographique est un facteur-clé de l'expansion agricole et ainsi, des phénomènes de dégradation forestière et de déforestation. Pour répondre aux objectifs de développement durable dans les forêts tropicales humides, il est nécessaire de mieux comprendre l'influence des pressions démographiques et des centres urbains sur l'évolution des surfaces couvertes par la forêt tropicale. La dynamique paysagère pour la période allant de 1990 à 2022 dans la province de la Tshopo et, plus particulièrement, dans la périphérie de la ville de Kisangani située en République Démocratique du Congo (RDC) a été étudiée par une approche basée sur la télédétection. Les perturbations forestières dans la zone d'étude n'ont cessé de s'accroître, et ce particulièrement à proximité des centres urbains. Les phénomènes de perturbations se concentrent particulièrement le long des routes et des cours d'eau. Leur distribution n'est donc pas homogène. De plus, certains axes routiers présentent une dynamique de déforestation plus rapide. Une cartographie de l'occupation du sol autour de la ville de Kisangani (~ 100 km) a également été produite avec une précision de 82,9%. La composition du paysage dans les villages, situés sur les axes routiers étudiés, a été déterminée et a mis en évidence que plus un village est proche de la ville, plus la proportion de forêt diminue au profit de l'agriculture.

Mots-clés : Croissance démographique, Déforestation, Dégradation forestière, Images satellitaires, Kisangani (République Démocratique du Congo), Occupation du sol, Télédétection.

ABSTRACT

In Central Africa, population growth is a key factor in agricultural expansion and thus in forest degradation and deforestation. In order to meet the objectives of sustainable development in tropical rainforests, it is necessary to better understand the influence of demographic pressures and urban centres on the evolution of tropical forest cover. Landscape dynamics for the period 1990 to 2022 in Tshopo Province and, more specifically, in the periphery of the city of Kisangani located in the Democratic Republic of Congo (DRC) were studied using a remote sensing approach. Forest disturbances in the study area have been accelerating, particularly in the vicinity of urban centres. Disturbance phenomena are particularly concentrated along roads and waterways. Their distribution is therefore not homogeneous. In addition, some roads show a more rapid deforestation dynamic. Land use mapping around the city of Kisangani (~ 100 km) was also produced with an accuracy of 82.9%. The composition of the landscape in villages located on the road axes studied was determined, showing that the closer a village is to the city, the more the proportion of forest decreases in favour of agriculture.

Keywords: Population growth, Deforestation, Forest degradation, Satellite images, Kisangani (Democratic Republic of Congo), Land use, Remote sensing.

TABLE DES MATIÈRES

1	Introduction.....	1
1.1	Forêts tropicales dans le monde et en Afrique centrale.....	1
1.2	Menaces pesant sur les forêts tropicales d’Afrique centrale.....	2
1.3	Télédétection pour le monitoring de la déforestation.....	5
1.4	Objectifs et questions de recherche.....	6
2	Matériel et méthodes.....	7
2.1	Zone d’étude	7
2.2	Activités de terrain	8
2.2.1	Classes d’occupation du sol.....	8
2.2.2	Méthode d’échantillonnage	10
2.3	Images satellitaires et données cartographiques.....	11
2.3.1	Dynamique forestière.....	11
2.3.2	Accessibilité aux centres urbains.....	11
2.3.3	SuperRésolution	11
2.4	Analyses des données	12
2.4.1	Dynamique des perturbations forestières entre 1982 et 2021	13
2.4.2	Cartographie de l’occupation du sol en avril 2022.....	14
3	Résultats.....	15
3.1	Dynamique paysagère	15
3.2	Occupation du sol.....	21
4	Discussion.....	24
4.1	Objectifs et principaux résultats.....	24
4.2	Vitesse de déforestation par rapport aux autres régions tropicales.....	26
4.3	Perspectives.....	27
4.4	Contribution personnelle	28
5	Conclusion	28
6	Bibliographie.....	29
7	Annexes	36

TABLE DES FIGURES

Figure 1 – Répartition mondiale des biomes forestiers	1
Figure 2 – Croissance démographique	3
Figure 3 – Superficie annuelle de FTH perturbée et recroissante en RDC (1990-2021)	4
Figure 4 – Localisation et climat de la zone d'étude	7
Figure 5 – Cycle de l'agriculture itinérante en RDC.....	9
Figure 6 – Cartographie des sols nus détectés en périphérie de Kisangani en février 2022 et répartition spatiale des points GPS collectés	10
Figure 7 – Schéma des étapes d'analyse du travail.....	12
Figure 8 – Zone associée aux axes routiers et aux villages en périphérie de Kisangani	15
Figure 9 – Carte de transition de la FTH dans la Tshopo et la zone d'étude (1982-2021)	16
Figure 10 – Évolution de la FTH mature dans la Tshopo et la zone d'étude (1990-2020)	18
Figure 11 – Progression et distribution des perturbations de la FTH mature en termes de distance par décennie dans la province de la Tshopo et la zone d'étude	19
Figure 12 – Évolution de la proportion de forêt tropicale humide mature et dégradée dans la Tshopo entre 1990-2021 par classes de distance	21
Figure 13 – Cartographie de l'occupation du sol au sein de la zone d'étude en avril 2022.....	22
Figure 14 – Proportion des classes d'occupation du sol en fonction de la distance de Kisangani	24

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 – Caractéristiques des différentes bandes des images SuperRésolution	12
Tableau 2 – Indices calculés en vue d'améliorer le modèle de classification supervisée	14
Tableau 3 – Progression des surfaces perturbées et de leurs distances aux zones déjà perturbées par décennie (1990-2020) et par axes routiers dans la périphérie de Kisangani	20
Tableau 4 – Répartition des points GPS dans les différentes classes d'occupation du sol	21
Tableau 5 – Matrice de confusion de la classification des occupations du sol en avril 2022 dans la périphérie de Kisangani.....	23
Tableau 6 – Comparaison des perturbations forestières entre la périphérie de Kisangani, la province de la Tshopo, l'Afrique, l'Amérique latine et la région Asie-Océanie entre 1990 et 2020.....	26

TABLE DES ANNEXES

Annexe 1 – Liste des abréviations	36
Annexe 2 – Évolution annuelle des surfaces de FTH dégradées, déforestées et reforestées entre 1990-2021 dans la province de la Tshopo et la zone d'étude	36
Annexe 3 – Distribution des perturbations forestières en fonction de leurs distances aux zones non-forestières dans la zone d'étude	36
Annexe 4 – Évolution de la FTH mature et dégradée dans la périphérie de Kisangani entre 1990 et 2021 par classes de distance	37
Annexe 5 – Proportion des différentes classes d'occupation du sol en fonction de la distance à la ville de Kisangani et par rapport aux axes d'intérêt à une distance de 1 km, 2 km et 10 km à la route.....	38

1 INTRODUCTION

1.1 FORETS TROPICALES DANS LE MONDE ET EN AFRIQUE CENTRALE

Les forêts couvrent 31% des surfaces émergées, correspondant à 4,06 milliards d'hectares. D'après la FAO (2020), les forêts tropicales, situées entre les tropiques du cancer et du capricorne, représentent approximativement 45% des forêts mondiales, soit 1 834 millions d'hectares. Elles représentent la plus grande proportion des forêts mondiales suivies par les forêts boréales (27%), puis les forêts tempérées (16%) et les forêts subtropicales (11%, Figure 1). Cette délimitation des forêts tropicales est cependant très large et inclut des formations boisées non forestières, comme les savanes mésiques et les forêts claires de type miombo en Afrique (Aleman et al., 2020; Fayolle et al., 2019).

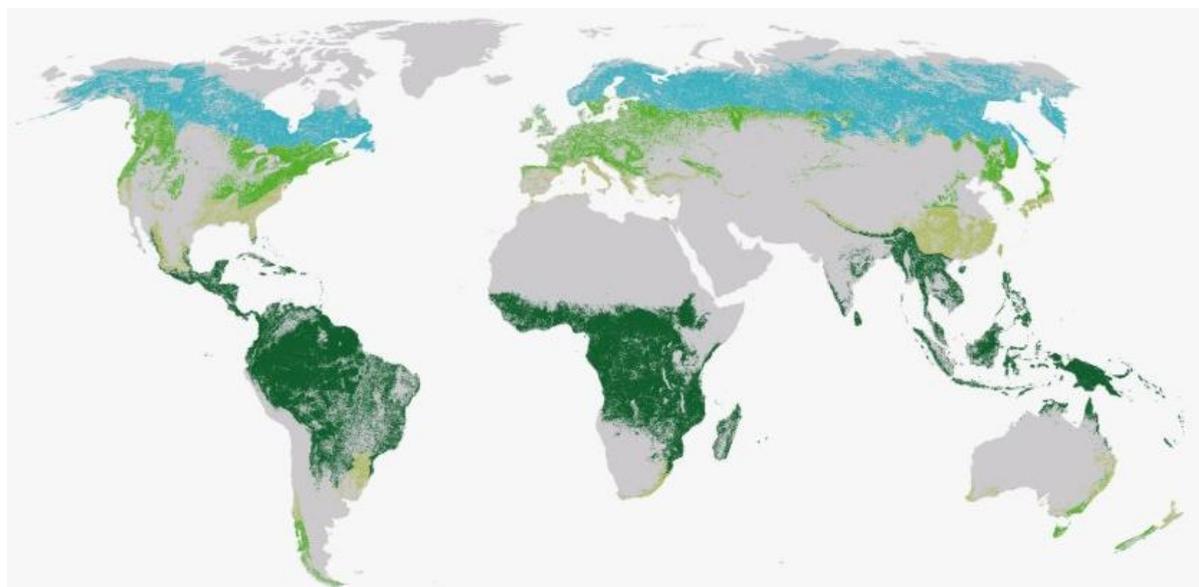


Figure 1 – Répartition mondiale des biomes forestiers (boréal, tempéré, subtropical et tropical) (Source : FAO, 2020)

Pour répondre aux objectifs de développement durable liés à la production et à la consommation durables, à la réduction de la pauvreté, à la sécurité alimentaire, à la conservation de la biodiversité et au changement climatique, le maintien des forêts est indispensable (FAO, 2020). De fait, les forêts, et en particulier les forêts tropicales, fournissent de nombreux services écosystémiques notamment en contribuant au cycle de l'eau, à la limitation de l'érosion des sols, à l'absorption et au stockage du carbone, à la conservation de la biodiversité, à limiter la transmission de maladies zoonotiques et à la subsistance des populations locales fortement dépendantes des ressources forestières (ligneuses et non-ligneuses) pour leur survie (Swamy et al., 2018). Les forêts stockent 662 Gt de carbone au niveau de la matière organique des sols, de la biomasse vivante, du bois mort et de la litière (FAO, 2020; Mitchard, 2018). Environ 70% des puits de carbone brut se situent dans les forêts tropicales (Mitchard, 2018; Pan et al., 2011) même si le puits de carbone dans les forêts tropicales intactes montre des signes de déclin (Brienen et al., 2015; Hubau et al., 2020). Les forêts tropicales abritent aussi le plus haut niveau de biodiversité, contenant plus de la moitié des espèces terrestres (Lewis et al., 2015; Swamy et al., 2018). Par ailleurs, dans les pays tropicaux en développement, les forêts tropicales représentent un moyen de subsistance en fournissant entre autres du bois de chauffe, des produits forestiers non ligneux (PFNL), de la nourriture et des plantes médicinales. Les produits et activités dérivant de la forêt constituent la deuxième source de revenu après l'agriculture pour les communautés rurales (Christopher et al., 2017; Swamy et al., 2018).

Les régions tropicales ayant des conditions géo-climatiques et pédologiques hétérogènes, il existe plusieurs types de forêts tropicales qui peuvent être classées en quatre grandes catégories : les forêts humides sempervirentes, les forêts humides semi-décidues, les forêts sèches et les forêts de montagne. Ces catégories sont caractérisées par des compositions, des structures, des fonctions et des productivités distinctes (Armitage, 1998; Pan et al., 2013).

Le bassin du Congo couvre six pays d'Afrique centrale : le Cameroun, le Gabon, la Guinée équatoriale, la République centrafricaine, la République démocratique du Congo (RDC) et la République du Congo. Il est le deuxième massif forestier tropical après le bassin amazonien, comprenant 8% des surfaces forestières mondiales, soit 306 millions d'hectares. 21% de sa superficie forestière se trouvent dans une aire protégée et 22% suit un plan d'aménagement (FAO, 2020). Par ailleurs, 164 millions d'hectares de forêt (en considérant un couvert arboré de 30%) se situent en RDC, ce qui représente plus de la moitié des forêts du bassin du Congo (Saatchi et al., 2011). Les forêts tropicales d'Afrique centrale ont une plus grande densité de carbone par hectare que les forêts d'Amérique centrale et du sud, car les arbres sont plus hauts pour un même diamètre (Slik et al., 2013) bien qu'il y ait de différences structurelles au sein du massif (Lewis et al., 2013).

1.2 MENACES PESANT SUR LES FORÊTS TROPICALES D'AFRIQUE CENTRALE

Au niveau mondial, le taux de perte nette des forêts a considérablement diminué passant de 7,8 millions d'hectares/an entre 1990 et 2000 à 4,7 millions d'hectares/an entre 2010 et 2020. A l'inverse, au niveau de l'Afrique, ce taux a augmenté pour chacune des décennies. Pour la période 2010-2020, l'Afrique a présenté le taux le plus élevé (3,9 millions d'hectares/an), suivie par l'Amérique du Sud (2,6 millions d'hectares/an) (FAO, 2020).

Pour préserver les forêts et leurs services écosystémiques, les superficies boisées situées en aires protégées (726 millions d'hectares en 2020) ou soumises à un plan de gestion (2,05 milliards d'hectares en 2020) n'ont cessé d'augmenter (respectivement de 191 millions d'hectares depuis 1990 et de 223 millions d'hectares depuis 2000). Toutefois, moins de 25% des forêts africaines et 20% des forêts sud-américaines possèdent un plan d'aménagement (FAO, 2020). D'autre part, malgré le développement de nouvelles zones protégées dans les régions tropicales, celles-ci ne sont souvent que des « paper parks » manquant des ressources financières, humaines et techniques nécessaires à une gestion efficace (Blackman et al., 2015).

Selon la FAO (2020), pour les trois dernières décennies, 90% de la déforestation a eu lieu dans les forêts tropicales où le stock de carbone a fortement diminué. Cela correspond à une perte de 17,2% des forêts tropicales humides (FTH). En janvier 2020, les FTH couvraient 1070,9 millions d'hectares, dont 10% étaient considérées comme dégradées. Or, des événements de déforestation suivraient ceux de dégradation dans 45,4% des cas (Vancutsem et al., 2021). Par ailleurs, alors que le taux de déforestation semble lié aux politiques nationales de conservation des forêts, le taux de dégradation est lié aux conditions climatiques comme la sécheresse (Vancutsem et al., 2021), provoquant notamment une augmentation de la mortalité des arbres en Amérique centrale et en Amérique du Sud (Phillips et al., 2009).

La déforestation est une conversion de la forêt en une autre occupation du sol sur le long terme (>2,5 ans), tandis que la dégradation forestière est « une perturbation de la canopée visible depuis l'espace sur une courte période de temps (<2,5 ans), entraînant une perte de biodiversité et/ou de carbone » (Vancutsem et al., 2021). Toutefois, il existe de nombreuses définitions liées à la dégradation forestière. En général, celle-ci se réfère à la réduction d'une forêt à produire des biens et des services,

ce qui résulte souvent en une vision anthropocentrique de la dégradation qui peut être également complétée en prenant en compte des processus écologiques indépendamment de leur lien avec l'homme (Dupuis et al., 2020).

De nombreuses menaces pèsent sur les forêts tropicales, telles que la déforestation et la dégradation forestière dues à l'expansion de l'agriculture, l'extraction du bois, la propagation du feu, la fragmentation du paysage, la défaunation, la propagation d'espèces invasives et de pathogènes, l'augmentation du CO₂ et le changement climatique (Malhi et al., 2014). En Asie du Sud-Est et dans le bassin amazonien, l'exploitation sélective des forêts et le défrichement à grande échelle pour la production de produits de bases (palmiers à huile, bétails) sont les principaux facteurs responsables de la perte de forêts tropicales. Dans le bassin du Congo, l'agriculture itinérante sur brûlis est responsable de 92% de la perte du couvert forestier (Curtis et al., 2018).

Toutefois, bien que les forêts tropicales disparaissent rapidement, elles ont la capacité de repousser naturellement (Poorter et al., 2021, 2016) sur les terres abandonnées en raison d'une perte de fertilité, d'une migration ou de l'existence d'autres moyens de subsistance, même si la diversité prend des siècles pour se rétablir (Rozendaal et al., 2019). Les forêts tropicales sont très résilientes à une utilisation des terres à faibles intensités et retrouvent 78% de leurs caractéristiques d'origine après 20 ans (Poorter et al., 2021). Toutefois, les différents attributs forestiers se rétablissent à des rythmes différents : les sols se rétablissent en moins d'une décennie et la biodiversité et la biomasse en un plus d'un siècle (Poorter et al., 2021). En effet, après 20 ans, seulement 34% de la composition en espèces est rétablie (Rozendaal et al., 2019). Dans la région néotropicale, les forêts secondaires en repousse couvrent actuellement 240 millions d'hectares. Ainsi, les forêts secondaires devraient jouer un rôle important dans la conservation de la biodiversité, l'atténuation du changement climatique et la restauration des écosystèmes (Poorter et al., 2021).

En Afrique, la population augmente rapidement (Figure 2 – A) et doublera presque d'ici 2050 (Gerland et al., 2014). Dans la plupart des pays d'Afrique centrale, l'expansion démographique s'accompagne d'instabilité politique, de guerres, de mouvements migratoires et d'un faible niveau de développement. En conséquence, la population rurale va se contenter d'un moyen de subsistance par manque d'alternative provoquant l'expansion des surfaces d'agriculture itinérante (Tyukavina et al., 2018). Depuis les années 70, le rendement des cultures stagne et l'insécurité alimentaire guette la région (Adhikari et al., 2022). Avec la croissance démographique, le défrichement des forêts pour l'agriculture s'intensifie et joue un rôle majeur dans la dégradation forestière et la déforestation du bassin du Congo (Akkermans et al., 2013).

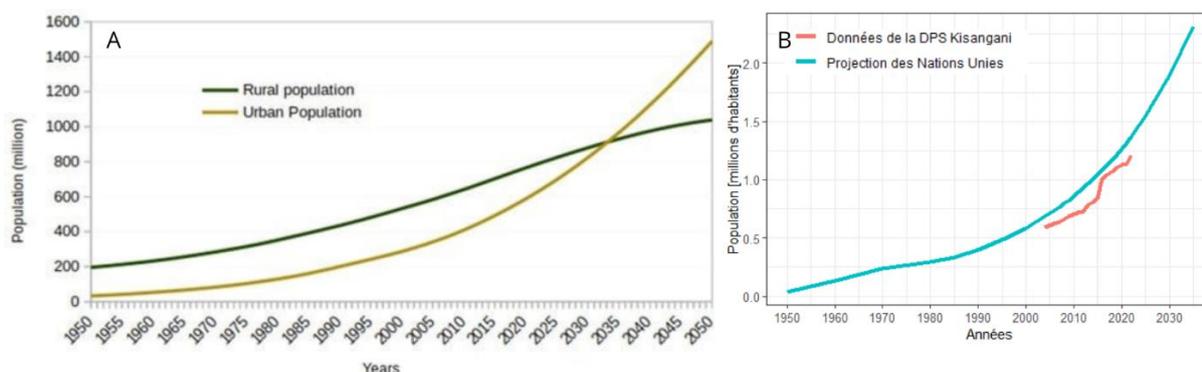


Figure 2 – (A) Croissance démographique urbaine et rurale en Afrique (Source : FAOSTAT, 2022) ; (B) Projection des données démographiques (en millions d'habitants) de la ville de Kisangani entre 1950 et 2035 par les Nations Unies en comparaison avec celles estimées par la Division Provinciale de la Santé (DPS) entre 2004 et 2022 (Source : Division Provinciale de la Santé, 2022; United Nations, 2019)

La population urbaine africaine a également beaucoup augmenté passant de 27% en 1950 à 40% en 2015. Deux tiers de la croissance démographique devraient être absorbés par les zones urbaines (Adhikari et al., 2022). À mesure que les villes se développent, la demande alimentaire et énergétique (électricité et bois de chauffe) grandit, provoquant une déforestation par l'agriculture des petits exploitants, la production de ressources pour les centres urbains (souvent au dépens des forêts dont les sols sont plus fertiles) et l'expansion des infrastructures (habitations, commerces, routes) (Abernethy et al., 2016; Noël et al., 2013). Suite à la pression démographique, les jachères sont raccourcies, la terre s'appauvrit et le bois devient plus rare (Bauters et al., 2021; Noël et al., 2013). L'expansion urbaine, l'exploitation minière, et la construction de routes sont aussi des facteurs de perturbation des forêts tropicales d'Afrique centrale (Tyukavina et al., 2018).

Entre 2010 et 2020, les émissions de carbone ont augmenté d'un quart en Afrique, reflétant l'augmentation des perturbations forestières (FAO, 2020). Par ailleurs, si la corrélation entre la perte de forêt mature et la croissance démographique se maintient, d'ici 2100, toute la forêt primaire de la RDC aura disparu, aggravant les pertes de carbone (Tyukavina et al., 2018). Depuis 1990, les phénomènes de perturbation de la forêt tropicale en RDC ont pris de l'importance, atteignant un pic de déforestation en 2013 (1,52 millions d'hectares de forêt tropical déforestés), avant de diminuer (Figure 3). Au cours des trois dernières décennies, la RDC a perdu 27,8 millions d'hectares de forêts matures (Vancutsem et al., 2021). Entre 2001 et 2021, la Tshopo est la province dont la couverture forestière a le plus diminué en RDC (Global Forest Watch, 2022).

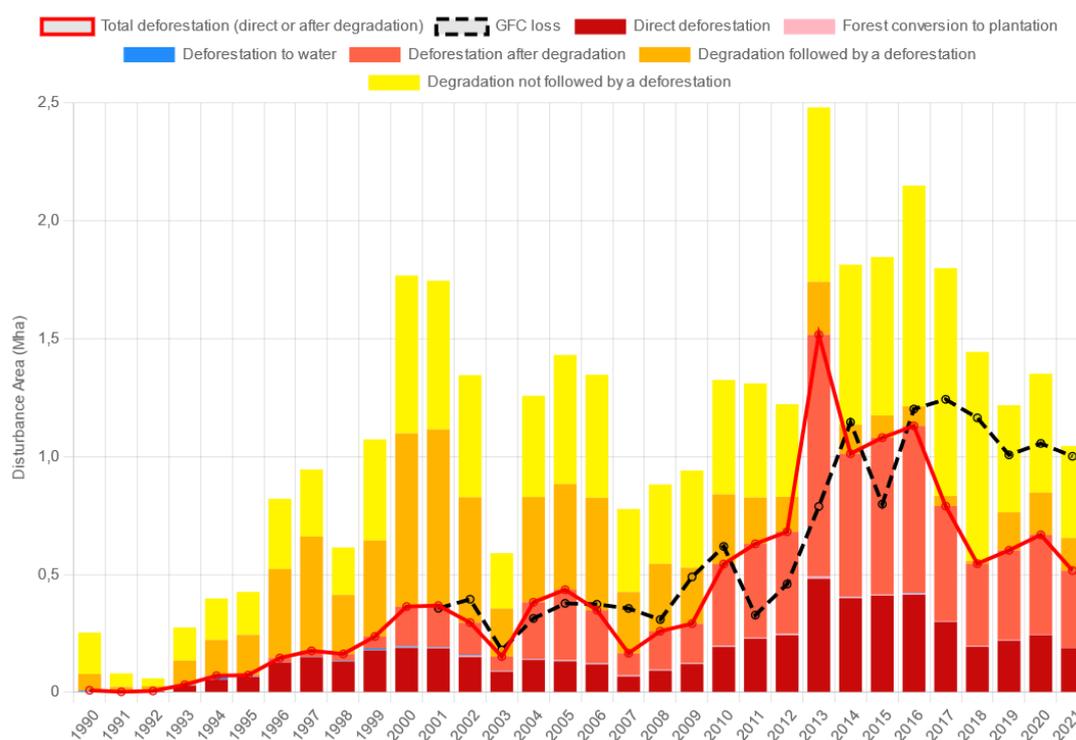


Figure 3 – Superficie annuelle (en millions d'hectares) de FTH perturbée (dégradation forestière, déforestation ; GFC : Global forest cover), de repousse forestière en RDC pour la période 1990-2021 (Source : Vancutsem et al., 2021)

La trajectoire environnementale des pays d'Afrique centrale est largement déterminée par les densités de population rurale, les niveaux d'urbanisation, la richesse et la stabilité économique. La RDC est un pays très pauvre, avec des densités rurales élevées (19,6 habitants par km² en 2015 (United Nations, 2019)), en proie à des conflits civils internes et qui accueille des immigrants des pays sahéliens en guerre. La déforestation est importante et pourrait augmenter rapidement là où les populations rurales sont nombreuses (Abernethy et al., 2016). La contribution individuelle des ménages à la

déforestation est distribuée de manière très inégale en RDC, les ménages établis depuis plus longtemps et les mieux intégrés au marché déforestant plus que les autres (Moonen et al., 2016). Par ailleurs, la RDC est aussi vulnérable à la dégradation de l'environnement induite par des intérêts commerciaux extérieurs (Abernethy et al., 2016).

En RDC, des conflits font rage dans la région des Grands Lacs, où le taux de croissance démographique est proche de 3%. Depuis l'indépendance, les fortes pressions démographiques ont induit des mouvements migratoires vers des terres moins peuplées à l'ouest du Kivu. Cependant, en quelques décennies, la disponibilité foncière est arrivée à saturation, multipliant les conflits pour l'acquisition des terres entre autochtones et étrangers (Pourtier, 2009). Bien que le phénomène soit mal documenté à l'heure actuelle, on peut supposer que ce flux migratoire vers l'Ouest ait continué au-delà de la région du Kivu, notamment vers la région de Kisangani.

La ville de Kisangani est le chef-lieu de la province de la Tshopo (20 millions d'hectares) située en Afrique centrale, dans le nord-est de la RDC (Figure 4 – A). Kisangani est la cinquième ville la plus peuplée de la RDC avec ses 1,21 millions d'habitants (Figure 2 – B) (Division Provinciale de la Santé, 2022). En termes de superficie, c'est la troisième ville la plus grande (1910 km²) et le centre urbain le plus important du massif forestier du bassin du Congo (Akkermans et al., 2013).

Dans sa périphérie, la déforestation est concentrée le long des principaux axes de transport routier et fluvial principalement pour répondre à la demande en produit alimentaires de la ville (Akkermans et al., 2013; Mayaux et al., 2003). La population rurale pratique généralement l'agriculture itinérante sur brûlis comme moyen de subsistance. Ce système agricole engendre une mosaïque agroforestière dynamique entre forêts primaires et secondaires, jachères et champs qui est de plus en plus marquée suite à la croissance démographique (Akkermans et al., 2013). De plus, les terres rurales autour de la ville de Kisangani subissent une pression par les urbains qui souhaitent soit louer des terres afin d'exercer des activités champêtres et d'exploitation temporaire de bois d'œuvre, soit acheter des concessions (Liena et al., 2014). Dès lors, l'on peut présupposer que la ville de Kisangani est l'épicentre des perturbations forestières dans la région.

1.3 TELEDETECTION POUR LE MONITORING DE LA DEFORESTATION

Depuis la création des satellites, la disponibilité et la qualité des données satellitaires n'ont cessé d'augmenter. Les images de télédétection fournissent des informations sur l'occupation et les changements d'occupation du sol. Des images sont désormais disponibles régulièrement à l'échelle mondiale à basse résolution (de 250 m à plus d'1 km) telles que les images AVHRR, SPOT, MERIS et MODIS (Vitteck et al., 2014). Cependant, pour pouvoir étudier les changements comme la déforestation et la dégradation, des images à moyenne résolution, comme les données Landsat, sont nécessaires (Pekkarinen et al., 2009). Les archives Landsat, désormais disponibles gratuitement, ont commencé en 1972 et sont toujours complétées à l'heure actuelle (Woodcock et al., 2008). En 1998, la Commission européenne et l'Agence spatiale européenne (ESA) ont lancé le projet Copernicus visant à assurer une continuité de données satellitaires avec les projets antérieurs. Ce projet comprend notamment les missions Sentinel-1 et Sentinel-2, fournissant respectivement des données radar depuis 2014 et optiques depuis 2015 (ESA, 2022). Par ailleurs, de nouvelles techniques de traitements ont permis de produire des images à très haute résolution (2,5 m) dans le domaine tropical à partir d'images Sentinel-2 et PlanetScope (Latte et Lejeune, 2020). Ainsi, grâce aux progrès dans le domaine de la télédétection, la disponibilité d'outils de géo-traitement, comme Google Earth Engine (GEE) et l'accès gratuit à des archives satellites (ex. : Landsat, Sentinel), il est possible d'étudier la dynamique d'occupation des sols sur une longue période (Gorelick et al., 2017; Vancutsem et al., 2021; Woodcock et al., 2008). Hansen

et al. (2013) ont produit une carte quantifiant les changements forestiers mondiaux, mettant en évidence des pertes importantes dans le domaine tropical.

Par la suite, Vancutsem et al. (2021) ont montré qu'il était désormais possible de distinguer la déforestation de la dégradation forestière à l'échelle pantropicale en utilisant les longues séries chronologiques d'images multispectrales Landsat à moyenne résolution. L'agriculture itinérante, principal facteur de déforestation en Afrique centrale, nécessite une analyse plus fine par rapport à la déforestation dans les autres forêts tropicales pour la production de produits de base à grande échelle (Curtis et al., 2018; Tyukavina et al., 2018). Toutefois, le suivi des pertes de carbone, causées par la dégradation forestière à large échelle spatiale, est toujours difficile à effectuer bien que la détection des modifications des surfaces forestières se soit améliorée (Vancutsem et al., 2021).

Les images satellitaires permettent également l'étude de la fragmentation des habitats forestiers, constituant une menace majeure pour le maintien de la biodiversité. Bamba et al. (2010) ont ainsi confirmé l'influence de la densité de la population, dans la province de la Tshopo, sur la dégradation de l'écosystème naturel. Cette dégradation a été matérialisée par la fragmentation forestière étudiée au moyen d'indices de structure spatiale.

À l'heure actuelle, afin de limiter les changements climatiques, il est nécessaire de mettre en place des politiques de gestion durable et, notamment de protéger les forêts tropicales qui jouent un rôle important dans la séquestration du carbone (FAO, 2020). Cette étude vise à mieux comprendre la dynamique paysagère au sein du bassin du Congo dans la province de la Tshopo en RDC en vue d'orienter au mieux les éventuelles politiques de gestion qui pourraient être mise en place.

1.4 OBJECTIFS ET QUESTIONS DE RECHERCHE

L'objectif général de ce travail de fin d'études est de cartographier la dynamique paysagère en périphérie de la ville de Kisangani en RDC considérée comme l'épicentre de la déforestation et de la dégradation dans la région. Ce travail s'inscrit dans le cadre du doctorat de Lisette Mangaza qui porte sur l'évaluation des stocks de carbone dans les paysages forestiers tropicaux de la province de la Tshopo en RDC.

Plus spécifiquement, il s'agira :

1. de déterminer l'avancée du *front* de déforestation dans la région de Kisangani, et dans la mesure du possible d'étendre l'approche à l'échelle de la province de la Tshopo à partir des archives disponibles depuis 1982 ;
2. de cartographier à l'aide d'images satellitaires à très haute résolution la mosaïque agroforestière actuelle autour de la ville de Kisangani. Pour cela, une typologie des occupations du sol (forêt mature, forêt secondaire, jachère, cultures pérennes, cultures vivrières et sol nu) sera proposée à partir des relevés effectués sur le terrain et servant de point d'entraînement pour la cartographie.

Les hypothèses de recherches autour desquelles s'articule ce travail sont que (i) les villes, et plus particulièrement la ville de Kisangani, représentent l'épicentre des phénomènes de dégradation et de déforestation des forêts tropicales ; (ii) ces phénomènes de perturbation de la canopée sont liés aux pressions démographiques et s'intensifient ; (iii) les produits cartographiques disponibles actuellement ont un rôle à jouer pour le suivi de la dynamique paysagère, des stocks de carbone et de la biodiversité, et ainsi permettre la mise en place de mesures de gestion des forêts tropicales appropriées.

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 ZONE D'ETUDE

La zone d'étude est centrée sur la ville de Kisangani (0° 31' 60" Nord, 25° 10' 60" Est) et couvre une superficie de 100 x 100 km². Une particularité de cette étude est de proposer d'étudier la dynamique paysagère à une échelle spatiale importante en comparaison à d'autres études effectuées dans la région (Figure 4). Les polygones verts représentent les zones étudiées par Jans et Vancoillie (2021) près de Lokutu, Akkermans (2013), Maréchal (2012) et Mikwa (2016) à Kisangani (Figure 4 – B). Par ailleurs, la ville possède un important réseau de transport routier, fluvial et aérien. En plus d'être desservie par plusieurs routes nationales et provinciales et par un aéroport, Kisangani est traversée par le fleuve Congo. La rivière Tshopo traverse également la ville avant de rejoindre la Lindi et de se déverser dans le fleuve Congo (Figure 4 – C).

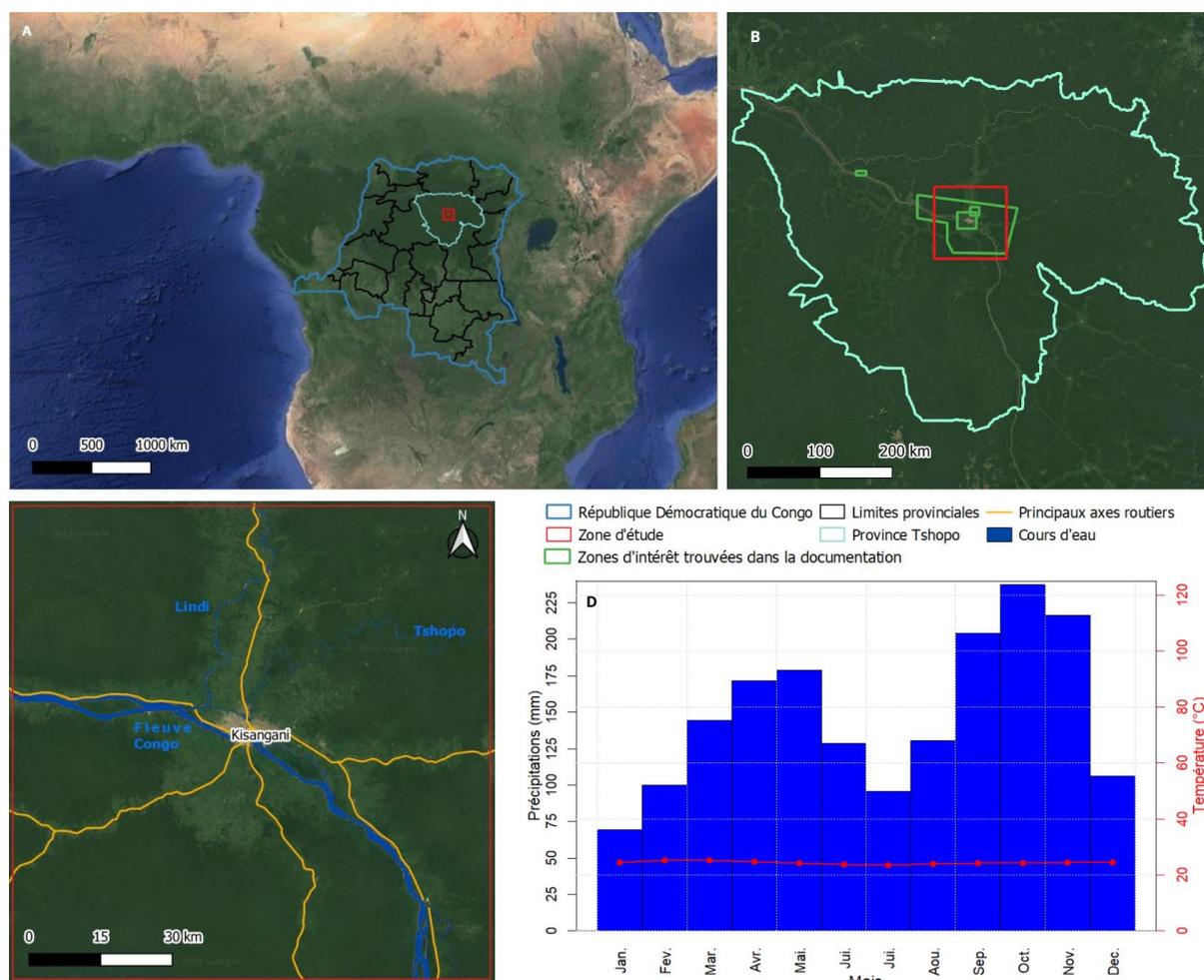


Figure 4 – Localisation et climat de la zone d'étude : (A) République Démocratique du Congo et limites provinciales ; (B) Comparaison de la taille des zones d'intérêt trouvées dans la documentation avec celle de cette étude dans la province de la Tshopo ; (C) Principaux cours d'eau et axes routiers dans la zone d'étude ; (D) Diagramme ombrothermique de la région de Kisangani (Source : station météorologique de Kisangani-Bangboka (2007) ; Fonds de carte : Google Satellite)

La province de la Tshopo est occupée à 87% par la forêt dense humide. Les zones agricoles (~10%) sont localisées principalement le long des axes routiers, des cours d'eau et des grandes villes comme Kisangani. La prédominance de la forêt est justifiée par les conditions géo-climatiques de la région (Tshonda, 2020). Selon la classification de Köppen-Geiger, la zone d'étude est caractérisée par un climat équatorial (Af). La température moyenne annuelle est d'environ 25°C et les précipitations annuelles moyennes cumulent à 1750 mm (Figure 4 – D) (Lisingo, 2009). Les précipitations sont

irrégulièrement réparties, bien qu'elles soient abondantes toute l'année. Il n'y a pas de mois considéré comme sec, avec moins de 50 mm de précipitations, mais on reconnaît néanmoins deux saisons des pluies, la plus importante allant de septembre à novembre et l'autre de mars à mai (Assani Shalufa et al., 2015). Cette distribution bimodale des précipitations annuelles est caractéristique des zones près de l'Équateur, subissant des influences climatiques du Nord et du Sud (Knoben et al., 2019), alors que d'autres zones dans le vaste domaine Guinéo-Congolais présentent une distribution unimodale des précipitations avec une grande saison des pluies et une saison sèche plus ou moins longue et intense, en fonction de la latitude (White, 1983).

La province de la Tshopo est située dans la Cuvette centrale congolaise et présente des conditions géomorphologiques peu variées. La ville de Kisangani a une altitude moyenne de 393 m et possède plusieurs plateaux : le plateau Boyoma au Nord et le plateau Médical à l'Ouest. Les sols sont majoritairement ferrallitiques à texture sablo-argileuse et correspondent aux ferrasols selon la classification de la FAO-UNESCO (Tshonda, 2020).

L'agriculture itinérante, avec le manioc comme culture dominante, est la principale activité économique de la région (Moonen et al., 2016; Batsi et al., 2020). Par ailleurs, aux vues des conditions agricoles et climatiques favorables, la culture de cacao est encouragée depuis l'époque coloniale (Batsi et al., 2020). D'autres sources de revenus pour les ménages ruraux sont l'exploitation de PFNL (viande de brousse, chenilles, plantes sauvages comestibles), l'exploitation forestière et minière et le petit commerce (Moonen et al., 2016).

Bien que les Wagenia et les Kumu constituent la population autochtone de la ville de Kisangani, celle-ci présente une population hétérogène de plus de 250 ethnies. Les principales ethnies retrouvées vers le Nord sont les Bamanga et les Popoi. Vers le Sud, ce sont les Lokele, les Turumbu, les Mbole, les Kumu, les Wagenia et les Rega. Vers l'Ouest, se trouve les Topoke, les Lokele, les Turumbu, les Basoko et, vers l'Est, il y a les Bali, les Lendu, les Budu, les Bangetu, les Logo, les Alur, les Hema, les Nande et les Yira. Les principales langues parlées dans la zone d'étude sont le lingala et le swahili (Ernst, 2021).

Il y a de nombreuses zones sous contrats de concession forestière au Nord-Ouest de la province de la Tshopo, qui sont gérées principalement par les sociétés SIFROCO, SODEFOR. À l'est de Kisangani, il y a trois concessions forestières (gérées par les sociétés CFT et COTREFOR) qui suivent un plan d'aménagement. La province compte aussi les deux réserves naturelles de Yangambi et de Kokolopori et une partie du parc national de Lomami (World Resources Institute, 2106).

2.2 ACTIVITÉS DE TERRAIN

Afin de pouvoir réaliser une classification supervisée de l'occupation des sols, une mission de collecte de points GPS a été réalisée durant le mois d'avril 2022. Une typologie des occupations des sols présentes a été définie en premier lieu. De plus, les rencontres avec les villageois ont permis de mieux comprendre les pratiques agricoles des populations locales et, par conséquent, la dynamique de dégradation forestière et de déforestation.

2.2.1 CLASSES D'OCCUPATION DU SOL

Une première prospection de terrain a été réalisée pour répertorier les types d'occupation du sol et déterminer la proximité de la forêt mature par rapport aux villages. Sur base de ces observations et du cycle de l'agriculture itinérante sur brûlis (Figure 5), six classes d'occupation du sol ont été retenues, soit les classes « sol nu », « culture vivrière », « culture pérenne », « jachère », « vieille jachère et forêt secondaire » et « forêt mature ». La distinction entre une vieille jachère (> 15 ans) et

2.2.2 MÉTHODE D'ÉCHANTILLONNAGE

Aux vues de la superficie élevée de la zone d'étude (100 000 km²) et des contraintes logistiques de la mission de terrain, les techniques d'échantillonnage statistique aléatoire ou systématique n'étaient pas réalisables. Dès lors, une analyse préliminaire a été menée afin de définir les axes de transport le long desquels la dynamique paysagère était la plus importante de façon à obtenir une bonne représentation de chaque classe d'occupation du sol au sein de l'échantillon final utilisé pour calibrer les approches par télédétection. En effet, pour les techniques de classification supervisée, il est important d'avoir un jeu d'entraînement bien équilibré (Belgiu and Drăguț, 2016).

Lors de l'analyse préliminaire, cinq axes de communication ont été considérés : (i) l'axe Buta vers le Nord, (ii) l'axe Alibuku vers le Nord-Est, (iii) l'axe Ituri vers l'Est, (iv) l'axe Lubutu vers le Sud-Est et (v) l'axe Yangambi vers l'Ouest. En plus d'une première prospection de terrain, une cartographie des sols mis à nu au début de l'année a été réalisée par seuillage de l'indice NDVI à partir d'images Sentinel-2 dont la résolution a été augmentée (cf. 2.2.3) datant de février 2022 (Figure 6 – A). Sur base de ces observations, les axes Buta et Alibuku ont été sélectionnés. Sept villages ont été prospectés pour l'axe Buta (Bambani, Bawi, Bambaye, Bayaswa, Basule, Bayangene et Bamboloi) et six pour l'axe Alibuku (Alibuku, Agbokanga, Kazombo, Musuana/Azunu, Mambusu et Ngeno). Afin de maximiser la diversité des cultures rencontrées, la sélection des villages s'est basée sur deux critères : la démographie et la gouvernance des villages. Ainsi, seuls les villages les plus peuplés ont été considérés et, pour les villages sous l'influence d'un même chef coutumier, un seul village par chef coutumier a été prospecté.

Lors de la prospection de terrain, les points GPS ont été placés le long des chemins partant du village et traversant les champs jusqu'à la limite du village (Figure 6 – B). À chaque changement d'occupation du sol, un point était pris avec un GPSMAP 64s. Pour chaque point, la classe d'occupation du sol et les espèces agricoles présentes sur la parcelle ont été relevées ainsi que l'année de la première ouverture de la forêt mature et l'âge des jachères lorsque cela était possible. En conséquence, cela a permis d'obtenir plus d'information sur l'historique des parcelles. Ainsi, 1 220 points d'entraînement d'occupation connue du sol ont pu être placés pour les approches par télédétection.

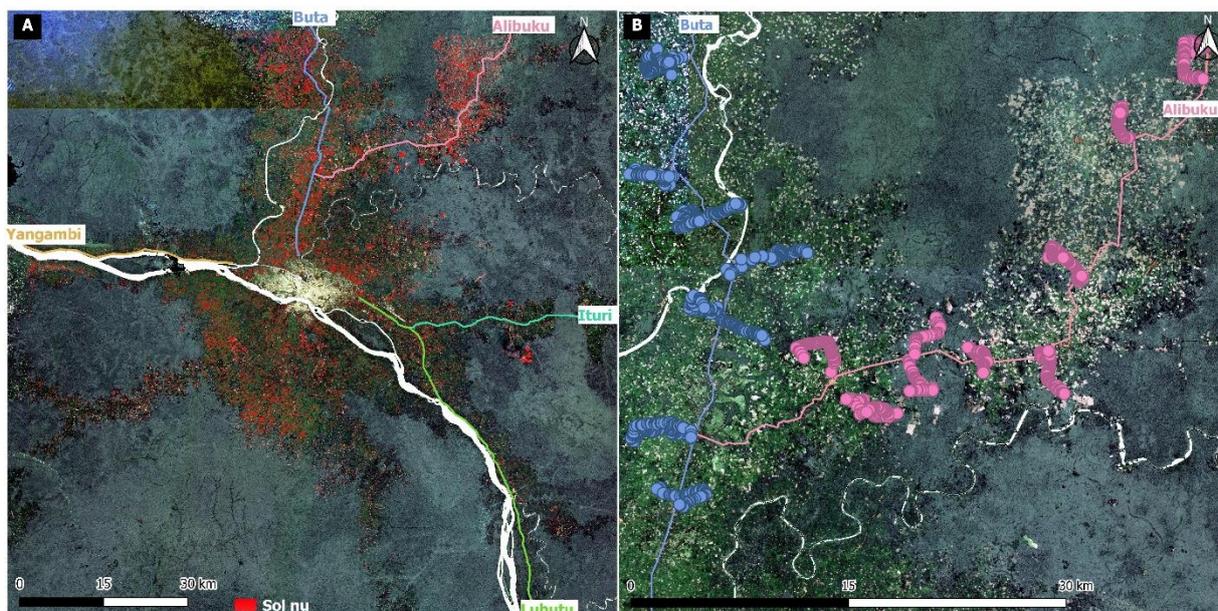


Figure 6 – (A) Cartographie des sols nus détectés en périphérie de la ville de Kisangani en février 2022 et des quatre axes considérés ; (B) Répartition spatiale des points GPS collectés lors de la prospection de terrain le long des axes Buta et Alibuku (Fond de carte : image SuperRésolution d'avril 2022 (Latte et Lejeune, 2020))

2.3 IMAGES SATELLITAIRES ET DONNÉES CARTOGRAPHIQUES

Pour répondre aux différents objectifs de ce travail, diverses données cartographiques ont été utilisées. La dynamique forestière a été caractérisée au départ des données validées de Vancutsem et al. (2021) décrivant la couverture des FTH et de ses perturbations sur trois décennies. Ces données ont ensuite été mises en relation avec les données de Weiss et al. (2018) caractérisant l'accessibilité aux centres urbains. La cartographie de l'occupation actuelle du sol a été réalisée à partir d'images Sentinel-2 (S2) traitées à haute résolution.

2.3.1 DYNAMIQUE FORESTIERE

Vancutsem et al. (2021) ont produit des cartes caractérisant l'étendue des FTH, les perturbations associées (dégradation et déforestation) et la récupération post-déforestation à l'échelle pantropicale sur une longue période allant de 1990 à 2021 et à une résolution spatiale de 30 x 30 m. Ces données sont disponibles sur le site <https://forobs.jrc.ec.europa.eu/TMF/>. Ces cartes ont été produites sur une base annuelle à partir de l'intégralité des archives Landsat L1T acquises depuis 1982. Toutefois, la couverture des archives présente des irrégularités spatio-temporelles et ce particulièrement en Afrique.

La précision de la cartographie des perturbations est de 91,4 %. Les incertitudes dans les estimations de surface ont été quantifiées sur la base d'un échantillon de référence, indiquant une sous-estimation des zones de perturbation forestière de 11,8% représentant 38,4 millions d'hectares, avec 15 millions d'hectares ayant un intervalle de confiance de 95% (Vancutsem et al., 2021).

2.3.2 ACCESSIBILITE AUX CENTRES URBAINS

En combinant les données relatives à la dynamique forestière avec des données exprimant l'accessibilité au centre urbain, il est possible de tester l'hypothèse que les villes, et plus particulièrement la ville de Kisangani, sont l'épicentre des phénomènes de perturbation (dégradation et déforestation) de la FTH dans la province de la Tshopo.

Weiss et al. (2018) ont produit une carte décrivant l'accessibilité aux centres urbains pour 2015 à une résolution de 1 x 1 km. L'accessibilité a été opérationnalisée par le temps de déplacement vers les villes les plus proches. A l'échelle mondiale, 13 840 centres urbains à haute densité ont été sélectionnés sur base de la grille mondiale à haute densité des établissements humains de la couverture terrestre (Pesaresi and Freire, 2016). Un centre urbain a été défini comme « une zone contiguë comptant au moins 1 500 habitants par km² ou une majorité de terrains bâtis coïncidant avec un centre de population d'au moins 50 000 habitants » (Weiss et al., 2018).

Une carte de « friction », exprimant les vitesses généralisées auxquelles les humains peuvent se déplacer à travers chaque pixel, a été créée au départ de données reprenant les facteurs influençant le taux de déplacement humain (axes de transports terrestres et maritimes, topographie, frontières nationales...). Le chemin de moindre coût à travers la surface de friction vers tout pixel défini comme zone urbaine a été calculé pour produire la carte d'accessibilité globale (Weiss et al., 2018).

2.3.3 SUPERRESOLUTION

Étant donné le caractère très local des phénomènes de déforestation et de dégradation forestière au sein du bassin du Congo (Vancutsem et al., 2021), il est nécessaire d'utiliser des images satellitaires à résolution suffisante en vue de réaliser une cartographie de l'occupation du sol de la zone d'étude intégrant le caractère local de la déforestation. Avec l'avancée technologique, des images à haute résolution (2,5 x 2,5 m) peuvent être produites en combinant des images Sentinel-2 (10 x 10 m de

résolution) et des images PlanetScope (3 x 3 m de résolution) comme récemment montré par Latte et Lejeune (2020). Dans notre zone d'étude, 100 x 100 km autour de la ville de Kisangani, ces images SuperRésolution ont été produites par Nicolas Latte pour quatre périodes (janvier 2020, février 2021, février et avril 2022). Elles sont composées de dix bandes S2 (Tableau 1), et ont été utilisées pour cartographier l'occupation du sol avec le plus de précision possible.

Tableau 1 – Caractéristiques des différentes bandes des images SuperRésolution

Bande	Nom	Longueur d'onde centrale (nm)
B4	Rouge (R)	665
B3	Vert (G)	560
B2	Bleu (B)	490
B8	Proche infra-rouge (NIR)	830
B5	Vegetation Red Edge	705
B6	Vegetation Red Edge	740
B7	Vegetation Red Edge	780
B8A	Proche infra-rouge « étroit »	865
B11	Infrarouge de courte longueur d'onde (SWIR)	1 610
B12	Infrarouge de courte longueur d'onde (SWIR)	2 190

2.4 ANALYSES DES DONNÉES

En plus d'adopter différentes sources de données, différentes approches ont été utilisées pour étudier la dynamique temporelle des perturbations (objectif 1) et cartographier l'occupation actuelle du sol (objectif 2). La Figure 7 résume l'ensemble des analyses réalisées en lien avec les données utilisées pour chaque étape.

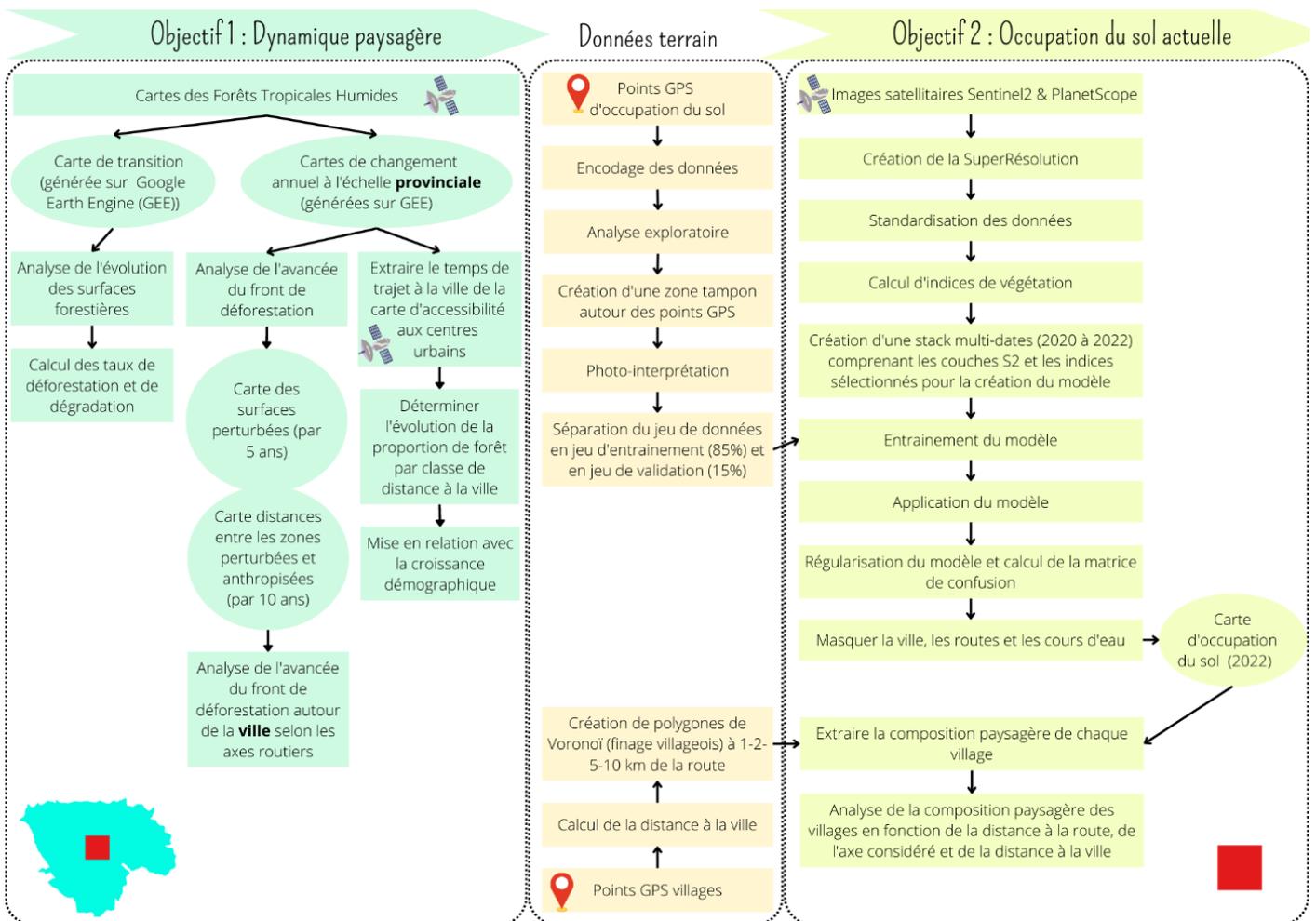


Figure 7 – Schéma reprenant les données utilisées (📍 - données terrains et 🛰️ - données satellitaires), les étapes d'analyse (Rectangle) et les produits cartographiques (ovale) pour répondre aux différents objectifs (détermination de la dynamique paysagère et de l'occupation actuelle du sol) pour la province de la Tshopo (🇷🇵) et la zone d'étude (📍).

2.4.1 DYNAMIQUE DES PERTURBATIONS FORESTIERES ENTRE 1982 ET 2021

Pour caractériser au mieux la dynamique paysagère, une carte de transition entre 1982 et 2021 et des cartes de changements annuels entre 1990 à 2021 ont été générées sur Google Earth Engine (GEE) au départ des données caractérisant les FTH et leurs changements.

La carte de transition a été générée en sélectionnant dix classes caractérisant au mieux l'évolution du couvert forestier au sein de la province de la Tshopo et de la zone d'étude. Il s'agit des classes : FTH matures, FTH dégradées, FTH perturbées récemment (2019-2021), FTH converties en plantations arborées, FTH converties en une autre occupation du sol (principalement urbaine ou agricole), zones de reforestation, zones d'afforestation, vieilles plantations, cours d'eau et autre occupation du sol. La superficie occupée par chaque classe a ensuite pu être calculée pour la province et la zone d'étude.

L'afforestation est l'augmentation de la superficie forestière qui résulte de la plantation d'arbres sur des terres non boisées auparavant. Elle se distingue de la reforestation qui a lieu lorsque des arbres repoussent sur des terres anciennement occupées par la forêt (FAO, 2020). Dans ce cas-ci, les zones de reforestation reprennent les zones de forêt humides qui ont été déboisées avant de présenter à nouveau une couverture forestière pendant une période minimale de trois ans (Vancutsem et al., 2021).

Les cartes de changement annuel ont été générées à l'échelle de la zone d'étude pour des périodes de 10 ans et de 5 ans et annuellement à l'échelle de la Tshopo depuis 1990 jusqu'à 2021. Ces cartes contiennent les informations suivantes : les FTH intactes et les FTH déforestées (directement et après dégradation), les FTH dégradées, les zones reforestées et afforestées, les cours d'eau et les autres occupations du sol. Ainsi l'évolution des phénomènes de perturbations de la canopée a pu être quantifiée. Pour les deux niveaux (zones d'étude et province), les taux de dégradation et de perturbation entre 1990 et 2020 ont été calculés.

L'avancée de la déforestation en termes de distance a également été déterminée entre chaque décennie (1990-2000, 2000-2010 et 2010-2020). Dans un premier temps, une carte reprenant pour chaque pixel sa distance avec le plus proche pixel non-forestier a été produite pour les années 1990, 2000 et 2010 à une résolution de 120 m. Ensuite, les distances pour chaque début de décennie ont été extraites pour l'ensemble des pixels ayant subi une perturbation durant cette décennie pour générer une carte de la progression (en mètres) de la déforestation et de la dégradation forestière.

Au départ de cette carte, l'avancée du front de déforestation pour les différents axes routiers autour de la ville de Kisangani a été étudiée. Des polygones de Voronoï ont été produits autour des axes routiers principaux (Figure 8 – A). Ensuite, les données des perturbations ont été extraites pour chaque axe routier permettant d'étudier le pourcentage de surfaces perturbées et la distance moyenne de progression des perturbations.

Les cartes de changements annuels ont ensuite été combinées avec les données d'accessibilité au centre urbain afin de quantifier l'évolution de la proportion de forêt mature, de forêt dégradée, de reforestation par classe de distance à la ville. Les données d'accessibilité au centre urbain ont été rééchantillonnées à 30 m de résolution au préalable. Trois classes de distance exprimée en termes de temps de déplacement ont été créées : (i) moins de 1h, (ii) entre 1h et 4h et (iii) plus de 4h. La fréquence des perturbations en fonction de la distance à la ville a également été étudiée. L'évolution des perturbations forestières a également été mise en relation avec la croissance démographique.

2.4.2 CARTOGRAPHIE DE L'OCCUPATION DU SOL EN AVRIL 2022

La cartographie par classification supervisée de l'occupation des sols a été réalisée au départ des images SuperRésolution multi-dates et des points GPS positionnés pendant la prospection de terrain en avril 2022. Les données de terrain brutes ont d'abord été analysées afin de faire ressortir les principaux types de cultures rencontrés pour les axes Buta et Alibuku avant d'être photo-interprétées pour vérifier la cohérence entre les données de terrain et les images satellitaires. Des polygones de 7 m de rayon ont été créés autour des points GPS. Vu le faible nombre de points de classe forêt, les polygones ont ensuite été agrandis manuellement afin d'assurer une surface suffisante pour entraîner un modèle de classification. Le jeu de données a été divisé en deux afin d'obtenir un fichier d'entraînement (85%) et un fichier de validation (15%) du modèle.

Les données satellitaires ont été standardisées, en divisant la valeur d'un pixel pour chaque bande par la valeur moyenne de la bande associée ($B_i = B_i/moyenne_B$), et la luminosité a été corrigée en divisant cette fois-ci la valeur d'un pixel pour chaque bande par la valeur moyenne de toute les bandes.

Sachant qu'il est possible de faire ressortir les paramètres utiles à l'étude en utilisant des indices de végétation, d'humidité et de sol, certains de ces indices (GLI, NDVI et NDMI) ont été calculés au départ des bandes spectrales disponibles (Tableau 2). Ces indices permettent d'améliorer la qualité du modèle utilisé pour cartographier les différentes classes d'occupation du sol.

Tableau 2 – Indices calculés en vue d'améliorer le modèle de classification supervisée

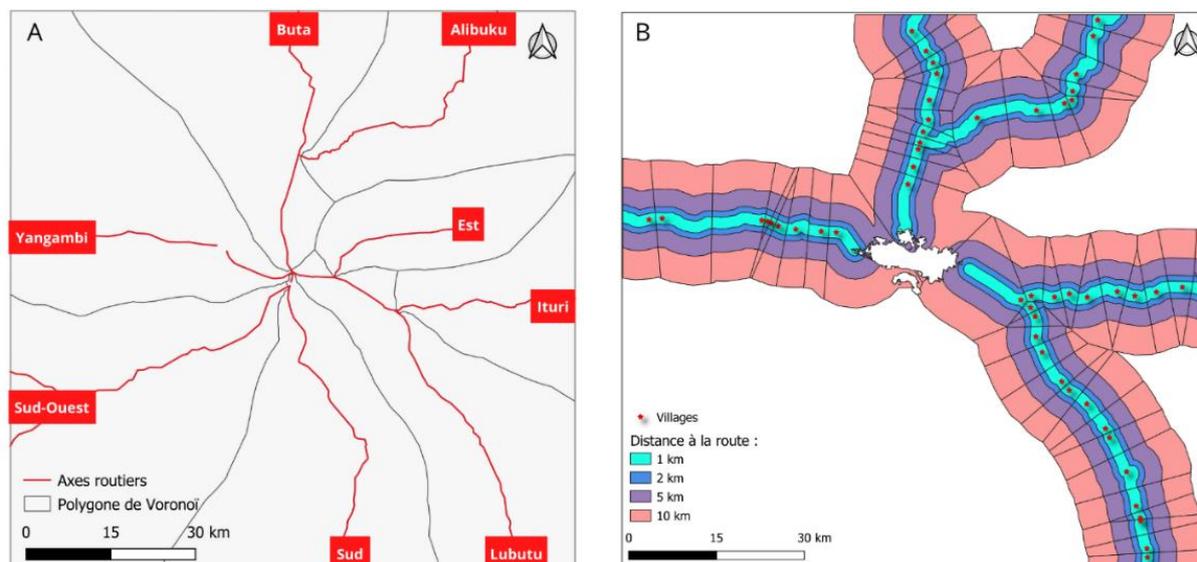
Abréviation	Nom	Formule
GLI	Green Leaf Index	$GLI = \frac{2G - R - B}{2G + R + B}$
NDMI	Normalized Difference Moisture Index	$NDMI = \frac{NIR - SWIR}{NIR + SWIR}$
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index	$NDVI = \frac{NIR - R}{NIR + R}$

Un fichier reprenant l'ensemble des données satellitaires en SuperRésolution a été généré pour créer le modèle de classification. Il comprend les 10 bandes SuperRésolution de l'image d'avril 2022, les bandes B8 et B11 des images de janvier 2020 et de février 2021, ainsi que les trois indices calculés pour l'année 2022 (GLI, NDVI et NDMI).

Le modèle a été entraîné, puis appliqué en exécutant une fonction de la librairie OTB (Orfeo Toolbox) via le logiciel R en suivant une approche par pixel. La classification obtenue a ensuite été tamisée de sorte à supprimer les groupes de moins de 10 pixels (<62,5 m²) et les zones de rivière, de ville et de routes ont été masquées. Enfin, la matrice de confusion de la modélisation des occupations du sol et les superficies occupées par chaque classe d'occupation du sol ont été calculées.

Au départ de la carte d'occupation du sol, la composition des différents villages situés sur les cinq axes routiers étudiés a été déterminée pour différentes distances à la route. Pour ce faire, quatre couches tampons (de 1km, 2 km, 5 km et 10 km) ont été créées autour des axes routiers d'intérêt. Ensuite, des polygones de Voronoï ont été produits autour des villages afin de représenter leurs territoires associés (Figure 8 – B). Les polygones de Voronoï représentent la décomposition d'un plan en cellules, pour lesquelles l'ensemble des points sont plus proches d'une zone particulière du plan (Sen, 2016) représentant les villages dans ce cas-ci. Le découpage des territoires attribués à chaque village s'est fait en utilisant uniquement le centroïde du village, sans prendre en compte la densité de population. La position GPS des villages a été relevée par Lisette Mangaza lors de la première prospection de terrain. La distance à la ville de Kisangani, par la route, a été calculée pour chaque village. Les territoires

villageois ont été déterminés. L'occupation du sol de chaque village a été extraite depuis la carte d'occupation des sols produite. Ensuite, la proportion occupée par chaque classe d'occupation du sol a été mesurée pour chaque village afin de mettre en avant l'évolution de l'occupation du sol en fonction de la distance à la ville et de la distance à la route pour chaque axe considéré. L'influence de (i) la distance à la route, (ii) la distance à la ville et (iii) l'axe routier considéré n'a pas été testée statistiquement, car il s'agit d'une étude de la population dans son entièreté et non d'un échantillon.



3 RESULTATS

3.1 DYNAMIQUE PAYSAGERE

En 1982, la grande majorité (98,2%) de la province de la Tshopo étaient couverte par la forêt tropicale humide mature (Figure 9). Entre 1982 et 2021, 9,1% de cette forêt a été déforestée (1,5%) ou dégradée (6,7%) ou est en train de subir des perturbations (0,9%). Ainsi, les surfaces non forestières ont presque doublé en 39 ans, la déforestation venant majoritairement de l'urbanisation et de l'expansion agricole. Les phénomènes d'afforestation et de reforestation ont constitué un gain de 0,3% de forêt.

À l'échelle de Kisangani, les mêmes tendances sont observées (Figure 9). Cependant, la proximité de la ville influence la composition du paysage qui comprenait 94,3% de forêt mature en 1982 contre 67,3% en 2021. Les perturbations forestières sont plus importantes dans la périphérie de Kisangani (27%) qu'à l'échelle de la Tshopo (8,5%).

La carte de transition a mis en évidence deux zones particulièrement importantes de perturbation de la FTH dans la périphérie de Kisangani (Figure 9 – A et C). La première, située au nord de la zone d'étude, a été convertie en plantations de cacaoyers au début des années 1980 dans le cadre du projet CABEN (Cacaoyères de Bengambisa). Ce projet, financé par la Banque africaine du développement, avait pour but de développer 1 750 ha de cacaoyères (Batsi et al., 2020). La deuxième zone correspond à une palmeraie industrielle de grande envergure en cours d'installation au niveau de l'axe Ituri. Il existe également une autre zone particulière (Figure 9 – B) correspondant à la réserve forestière de Babagugu.

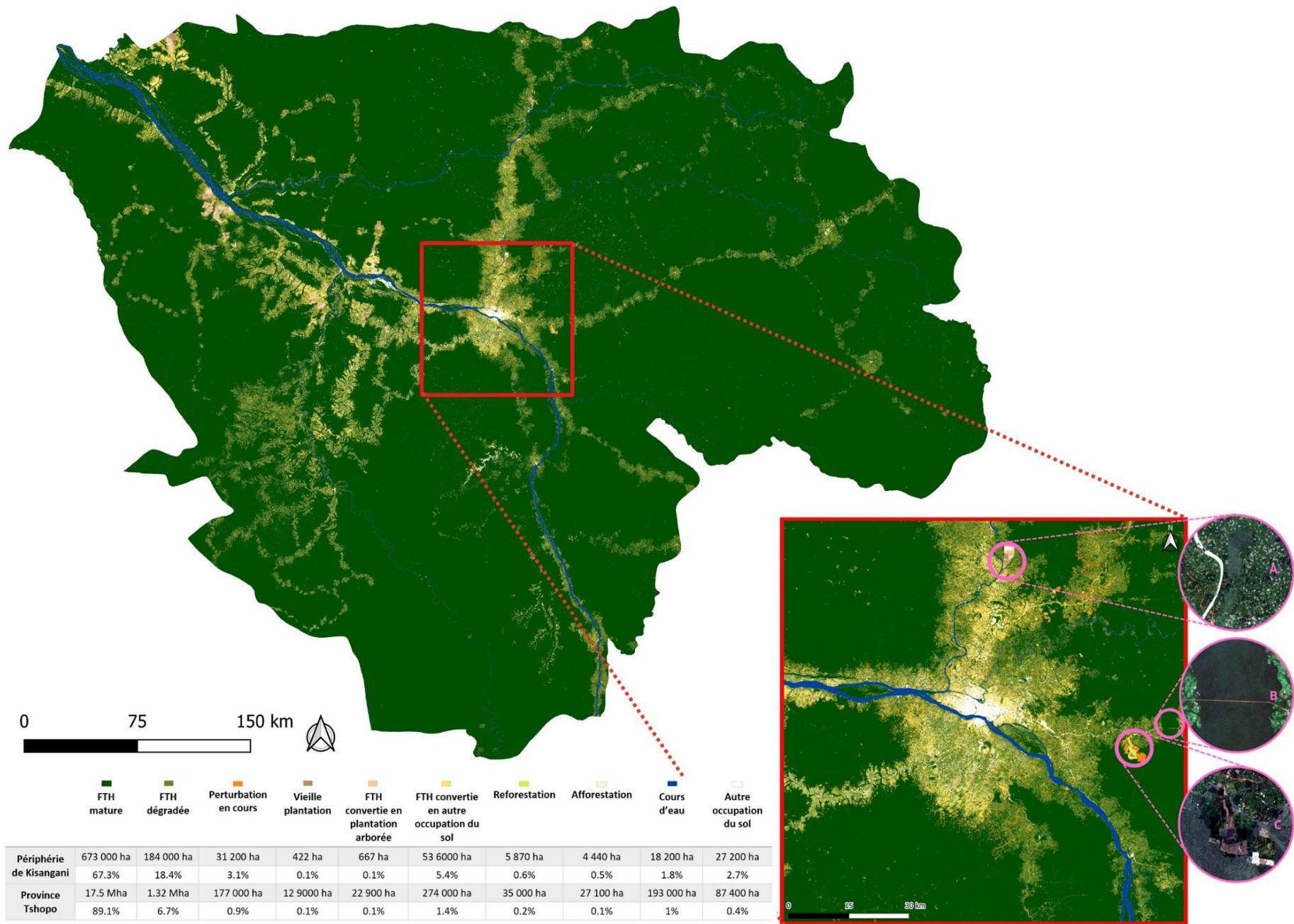


Figure 9 – Carte de transition de la FTH dans la province de la Tshopo et dans la zone d'étude entre 1982 et 2021 et la superficie occupée par chaque classe. Zoom : (A) plantation arborée ; (B) réserve de Babagugu ; (C) concession agricole (Source : ECJRC (Vancutsem et al., 2021) ; SuperResolution avril 2022 (Latte et Lejeune, 2020))

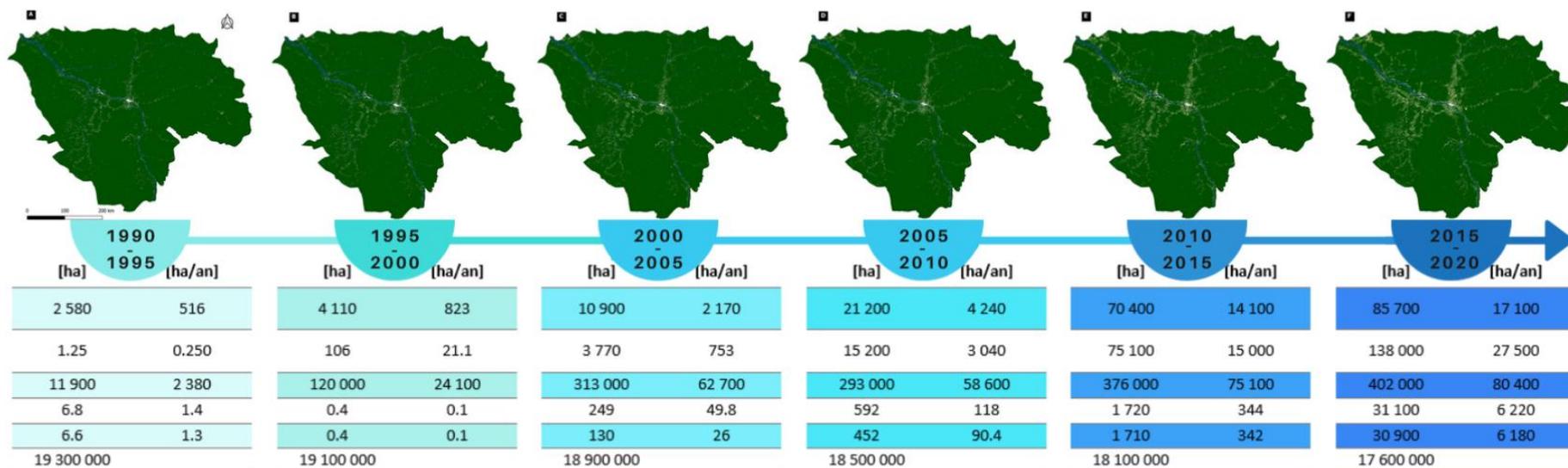
En étudiant l'évolution du couvert forestier par pas de 5 ans entre 1990 et 2020 (Figure 10 ; Annexe 3), il apparaît une diminution du couvert forestier qui s'accélère dans la région de Kisangani avec une vitesse de déforestation qui n'a cessé d'augmenter passant de 36,4 ha/an entre 1990-1995 à 8 380 ha/an entre 2015-2020, soit une augmentation de 3 050 % entre ces deux périodes. Les phénomènes de dégradation ont pris plus d'ampleur au début des années 2000. Les phénomènes de déforestation sont devenus plus conséquents à partir de 2010, période où la déforestation après dégradation est devenue non négligeable. À partir des années 2000, une très légère recrudescence des forêts apparaît (11,3 ha/an) avant de s'amplifier à partir de 2015 (2 090 ha/an). Quand on étend l'approche pour l'ensemble de la Tshopo, les mêmes tendances sont observées (Figure 10). Aux deux niveaux (Tshopo et zone d'étude), la recrudescence forestière provient aussi bien des phénomènes d'afforestation que de reforestation. Par ailleurs, les perturbations sont bien plus conséquentes dans la périphérie de Kisangani où 8,2% de la forêt mature ont été déforestés et 19% dégradés entre 1990 et 2020. Au niveau de la Tshopo, ces taux sont nettement moins importants, soit 1,5% de forêt mature déforestés et 6,8% dégradés.

L'avancée des perturbations forestières en termes de distance a également été étudiée par décennie entre 1990 et 2020 à l'échelle de la Tshopo (Figure 11). Pour chaque décennie, la majorité (75%) des perturbations forestières avaient progressées de moins d'1 km dans la forêt tropicale. Cette distance moyenne n'a cessé de diminuer entre chaque décennie passant de 869 m à 600 m puis à 290 m. Toutefois, pour chaque période, certaines perturbations pouvaient se produire assez loin des zones déforestées pouvant atteindre des distances maximales supérieures à 20 km. Par ailleurs, la proportion de surfaces perturbées a augmenté fortement entre à chaque décennie passant de 0,3% entre 1990-2000 à 2,7% entre 2000-2010 et finalement à 5% entre 2010-2020.

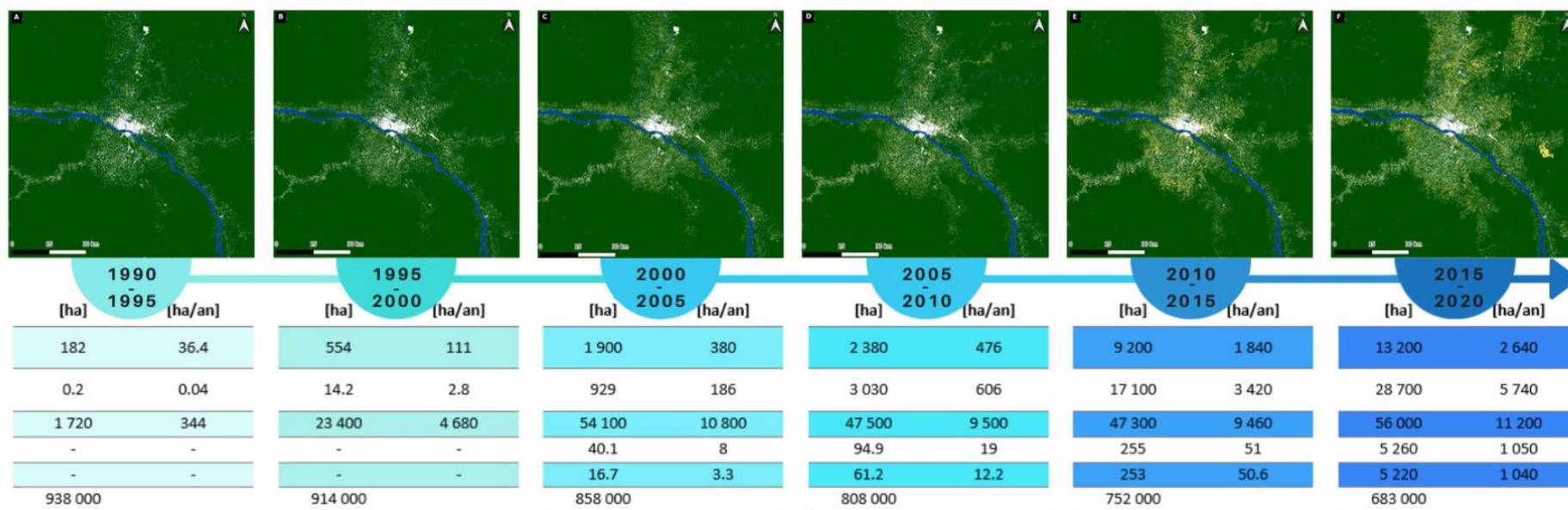
Les distances entre les perturbations et les zones déjà perturbées semblent plus importantes dans le nord-ouest de la province (Figure 11), notamment au sein des concessions forestières (sans plan d'aménagement validé). Les perturbations le long de la route nationale 4, reliant l'Ituri et le Kivu à Kisangani, sont apparues plus récemment avec la réhabilitation de la nationale autour des années 2010. Enfin, les perturbations se concentrent principalement le long du fleuve Congo et du réseau routier aussi bien au niveau de la province de la Tshopo que de la zone d'étude.

En ce qui concerne la zone d'étude, les perturbations se concentrent également autour de la ville de Kisangani qui est un noyau de déforestation (Figure 10 et 11). De fait, la ville, avec sa démographie élevée, joue un rôle important dans la disparition de la forêt afin de pouvoir alimenter la population en bois de chauffage et en nourriture. Au début de chaque décennie, la population a été multipliée par un facteur 1,5, expliquant l'augmentation de la fréquence des perturbations forestières. En outre, certains axes routiers ont été plus perturbés que d'autres (Figure 11). Les perturbations sont, par exemple, plus étendues autour de l'axe Buta. L'axe Alibuku se démarque également dans la zone d'étude. Vers les années 2010, une des concessions forestières suivant un plan d'aménagement s'est éloignée de la ville, commençant au niveau de Ngeno (à 81 km de Kisangani) à la place d'Alibuku (à 36 km). Avec l'abandon d'une partie de cette concession forestière, des concessionnaires agricoles sont venus s'installer dans la région et ont profité de la présence des routes pour atteindre facilement la forêt mature (phénomène observé sur le terrain). Ainsi, au niveau de cet axe, le paysage a été fortement modifié au cours de la dernière décennie et les distances de perturbations y sont plus grandes qu'autour des autres axes routiers (Figure 11, Tableau 3).

Province
Tshopo



Périphérie
de
Kisangani



■ FTH mature ■ FTH dégradée ■ Déforestation ■ Reforestation ■ Afforestation ■ Cours d'eau □ Autre occupation du sol

Figure 10 – Evolution de la FTH mature et mise en évidence des phénomènes de déforestation (directe ou après dégradation), de dégradation forestière, de reforestation et d'afforestation dans la province de la Tshopo et la zone d'étude entre (A) 1990 et 1995, (B) 1995 et 2000, (C) 2000 et 2005, (D) 2005 et 2010, (E) 2010 et 2015, (F) 2015 et 2020 (Source : EC JRC (Vancutsem et al., 2021))

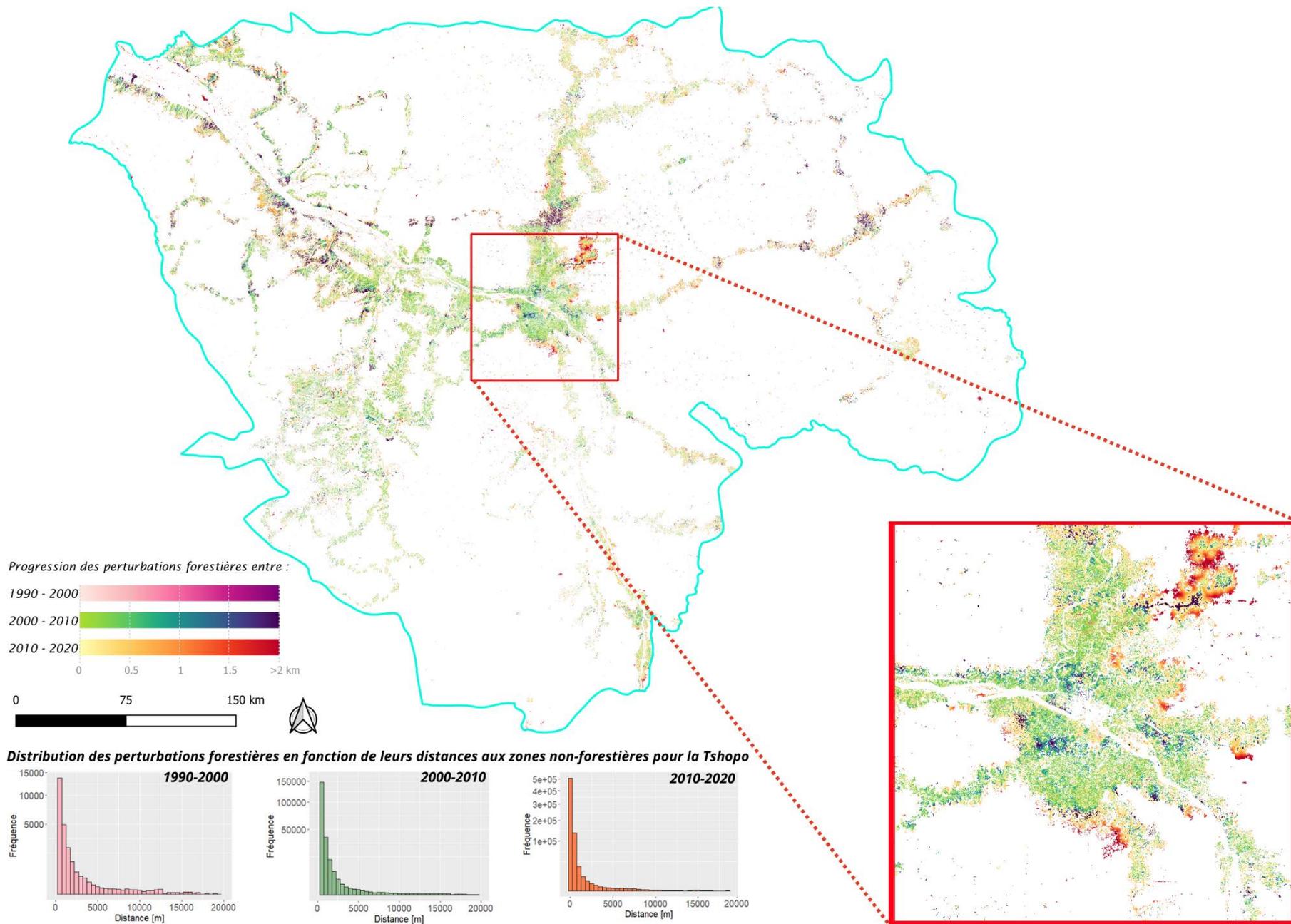


Figure 11 – Progression et distribution des perturbations de la FTH mature en termes de distance par décennie (1990-2000, 2000-2010 et 2010 -2020) dans la province de la Tshopo et la zone d'étude (Source : EC JRC (Vancutsem et al., 2021))

La progression des perturbations forestières n'est pas homogène dans la zone d'étude (Tableau 3). En effet, selon les axes routiers considérés, les perturbations s'étendent plus ou moins fortement, même si de manière générale, tous les axes suivent une même tendance. Les perturbations prennent une place de plus en plus importante, mais les distances entre les perturbations et les zones déjà perturbées diminuent au cours du temps. L'axe Buta subit les plus importantes perturbations depuis 1990. Entre 2010 et 2020, 31,2% de son paysage a subi des perturbations forestières. L'axe Alibuku, qui était le plus épargné jusqu'en 2010 est devenu le deuxième axe le plus perturbé entre 2010 et 2020 (24,6%).

Tableau 3 – Progression des surfaces perturbées et de leurs distances moyennes et maximales aux zones déjà perturbées par décennie (entre 1990 et 2020) et par axes routiers dans la périphérie de Kisangani

	1990-2000				2000-2010				2010-2020			
	Surface perturbée		Progression des perturbations [km]		Surface perturbée		Progression des perturbations [km]		Surface perturbée		Progression des perturbations [km]	
	[ha]	[%]	Moyenne	Max	[ha]	[%]	Moyenne	Max	[ha]	[%]	Moyenne	Max
Alibuku	804	0.7	1.1	11	6 640	5.7	1	5.9	28 800	24.6	0.7	5.3
Buta	1 920	1.5	0.7	7	21 900	17.5	0.3	8	39 300	31.4	0.1	1.5
Est	475	0.8	0.4	4.6	5 220	8.3	0.3	9.1	9 930	15.7	0.3	5.3
Ituri	439	0.7	0.8	1.1	4 380	7	0.4	8.1	8 490	13.5	0.3	4.7
Lubutu	1 430	1.1	0.6	5.1	13 400	10.5	0.3	3.6	15 000	11.7	0.2	7.7
Sud	1 490	1.1	0.5	3.7	13 000	9.4	0.4	11	20 500	14.7	0.4	7.5
Sud-ouest	1 140	0.6	0.4	3.1	18 200	9.6	0.3	9.6	16 700	8.9	0.1	4.1
Yangambi	1 020	0.6	0.5	6.3	15 000	8.8	0.4	13.3	17 200	10.1	0.1	7.3

Les zones difficiles d'accès (à plus de 4h des centres urbains) sont relativement épargnées par la diminution et la dégradation des forêts matures (Figure 12 – A). Entre 1990 et 2021, la Tshopo a perdu environ 4% de sa forêt mature dont la majorité a été dégradée. Dès que l'on se rapproche des centres urbains, les perturbations sont plus marquées. Pour les zones situées de 1h à 4h de distance, la perte de forêt mature est de plus de 30% dans la province. A proximité directe des villes (< 1h), les perturbations sont les plus fortes avec 55% de perte de forêt mature, dont 37% a été dégradée (Figure 12 – B). Alors que la disparition de la forêt mature ne semble pas ralentir depuis 1998, la proportion de forêt dégradée semble avoir atteint un plafond ces dernières années, du moins pour les zones situées à moins d'1h des centres urbains. Globalement, les tendances observées sont identiques pour la province et pour la zone d'étude, bien que les perturbations soient légèrement plus importantes en périphérie de Kisangani (Annexe 5).

Les perturbations forestières ont particulièrement pris de l'ampleur à partir de 1998 (Figure 12). Au cours de la guerre de 1997 en RDC, pendant laquelle l'ancien président Laurent Désiré Kabila a renversé l'ancien président Mobutu, la population s'est enfuie des villes pour aller s'installer dans la forêt, restant toutefois à proximité de la ville (Pourtier, 2006). Cet exode pourrait expliquer cette tendance. Le maintien d'importants taux de déforestation par la suite peut s'expliquer notamment par les pressions démographiques. En 2008, la population avait doublé par rapport à 1990. Entre 1990 et 2008, à proximité directe des centres urbains, la forêt mature a perdu 35% de sa superficie et les forêts dégradées ont été presque décuplées.

Bien que les pertes soient importantes à proximité des centres urbains, la province de la Tshopo est assez peu urbanisée et, en conséquence, la majorité du territoire se situe à plus de 4h des villes (91%) et la forêt mature reste largement dominante. Les zones à moins d'1h de trajet représentent seulement 1% du jeu de données (Figure 12 – C).

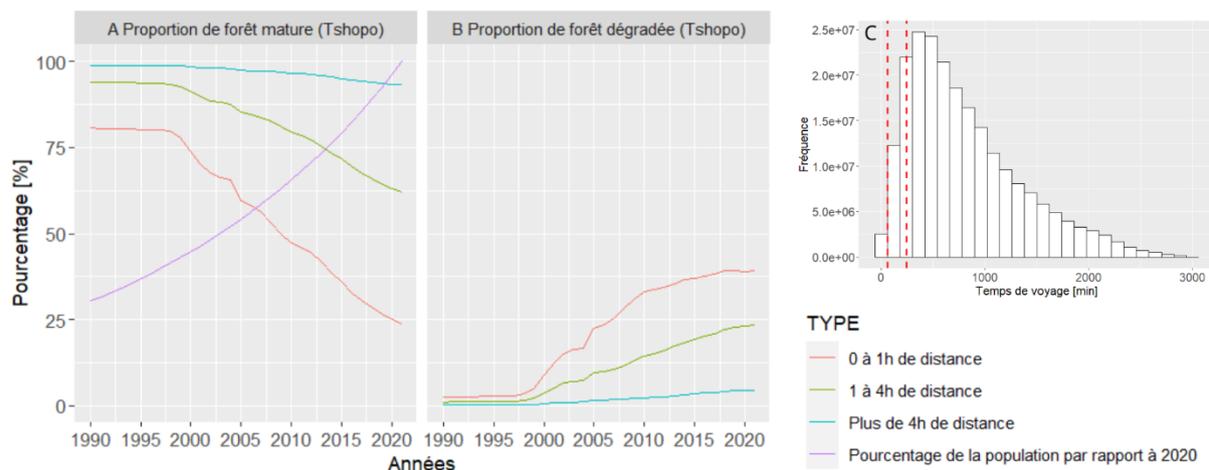


Figure 12 – (A) Évolution de la proportion de forêt tropicale humide mature en comparaison avec la croissance démographique (exprimée en pourcentage et où la population vaut 100% en 2021 (Source : United Nations, 2019)) et (B) Évolution de la proportion de forêt tropicale humide dégradée dans la province de la Tshopo entre 1990 et 2021 pour trois classes de distance (0-1h, 1-4h et >4h); (C) Distribution des temps de trajet aux centres urbains au sein de la Tshopo (avec les trois classes délimitées par les lignes rouges) (Source : EC JRC (Vancutsem et al., 2021); Weiss et al., 2018)

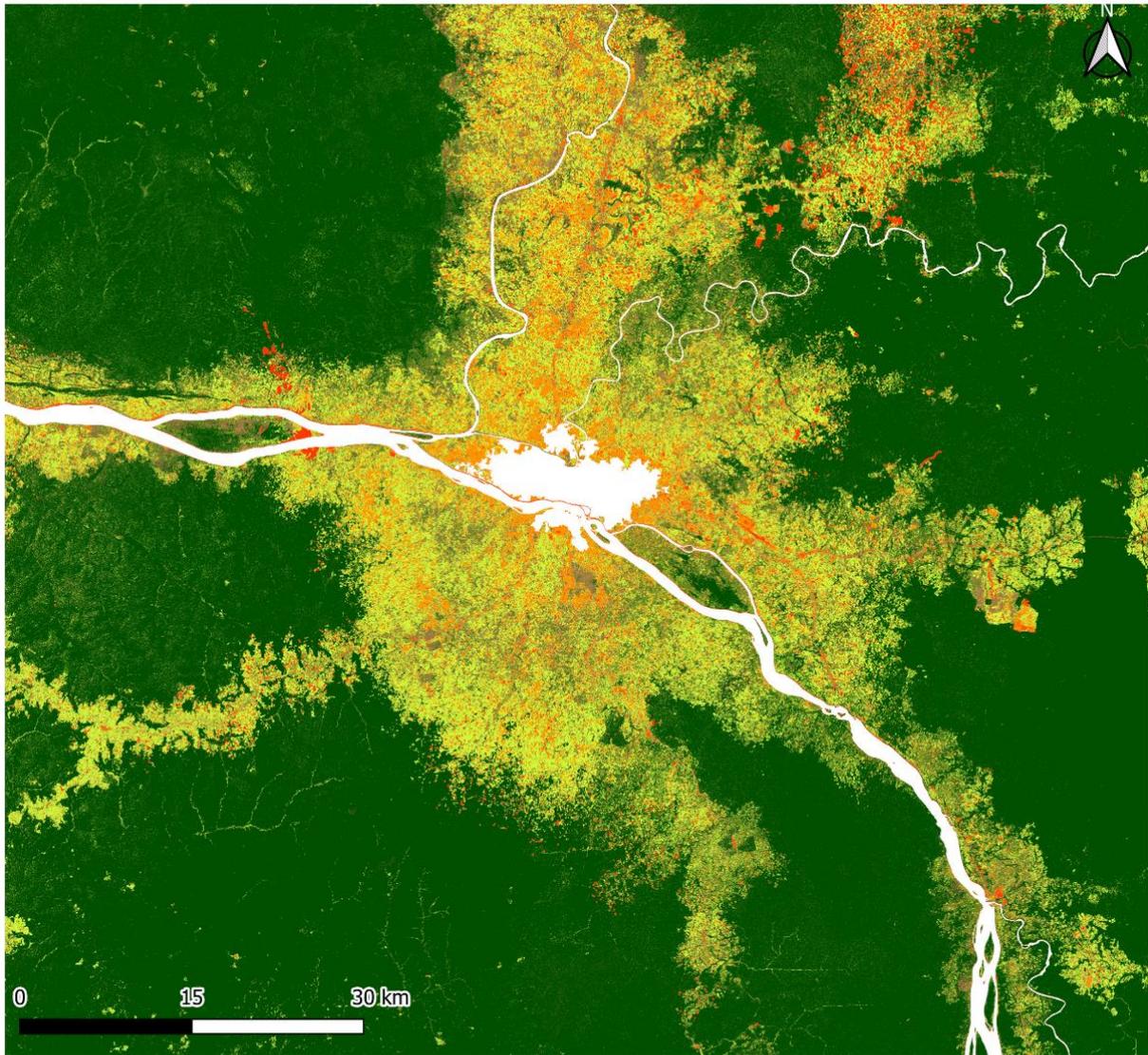
3.2 OCCUPATION DU SOL

Au total, 1 220 points ont été relevés sur le terrain (Tableau 4). Après photo-interprétation, 1 166 ont été gardés pour la classification supervisée. Le manioc, présent dans 81% des champs prospectés, est la culture vivrière dominante, aussi bien pour l’axe Alibuku (67%) que pour l’axe Buta (92%). Ensuite, viennent le maïs (51%) et le riz (39%) suivis par l’arachide. La présence abondante de palmiers ou de bananiers a été relevée dans 22% des champs. Au niveau des cultures pérennes, les axes Alibuku et Buta sont dominés respectivement par les cacaoyères (92%) et les palmeraies (76%).

Tableau 4 – Répartition des points GPS dans les différentes classes d’occupation du sol avant et après photo-interprétation et proportion des différentes cultures (pérennes et vivrières) observées lors de la prospection de terrain (avril 2022) pour les axes Alibuku et Buta

Données	Axe	Ouverture du champ	Sol nu	Cultures vivrières						Culture semi-pérenne (bananeraie)	Jachère	Cultures pérennes				Forêt secondaire	Forêt mature	Total
				Arachide	Maïs	Manioc	Riz	Autre	Présence de palmier/bananiér			Autre	Cacaoyer	Hévéa	Palmier			
Brutes	Alibuku	8	24	231						13	191	55				23	51	600
				3.0%	49%	67%	58%	5.2%	34%			1.9%	92%	0	18%			
	Buta	9	16	297						0	188	83				18	12	627
			8.8%	53%	92%	24%	2.4%	12%			2.4%	33%	18%	76%				
	Alibuku & Buta	17	40	528						13	380	138				41	63	1220
				6.3%	51%	81%	39%	3.6%	22%			2.2%	56%	11%	53%			
Photo-interprétées	Alibuku & Buta	-	263	283						-	380	136				41	63	1166

La cartographie de l’occupation des sols en avril 2022 (Figure 13) montre que la forêt mature occupait encore 63,1% de la zone d’étude. Les cultures vivrières et pérennes représentaient respectivement 4,1% et 5,7% du paysage. Cependant, la proportion de cultures pérennes est probablement surestimée en raison de confusions avec les forêts secondaires (6,8%). Il est possible de corriger les surfaces dérivées de la cartographie en tenant compte de la matrice de confusion, dès lors que l’échantillon de validation est généré de manière adéquate (Olofsson et al., 2014). Enfin, les jachères occupaient une part relativement importante, soit 14,8%, de la zone d’étude.



Sol nu	Culture vivrière	Culture pérenne	Jachère	Forêt secondaire	Forêt mature
21 100 ha	39 300 ha	54 200 ha	141 000 ha	65 000 ha	600 000 ha
2.2%	4.1%	5.7%	14.8%	6.8%	63.1%

Figure 13 – Cartographie de l’occupation du sol (sol nu, culture vivrière, culture pérenne, jachère, forêt secondaire, forêt mature) au sein de la zone d’étude en avril 2022

La précision générale de la classification de l’occupation du sol est d’environ 83%, avec un indice kappa de 0,826 (Tableau 5). L’utilisation de données satellitaires multi-dates a permis d’améliorer la modélisation avec une augmentation de 8,7% de l’indice kappa, par rapport à un modèle antérieur établi uniquement à partir de l’image d’avril 2022. Toutefois, la précision au sein de certaines classes reste faible. Cette confusion provient de différents facteurs tels que la ressemblance entre certaines cultures pérennes (hévéa) et les forêts secondaires et mures. De même, la classe jachère, de par son caractère très variable, peut aussi être confondue avec des cultures vivrières et pérennes (notamment si des palmiers sont présents sur la parcelle). L’utilisation de la très haute résolution a permis, entre autres, la mise en évidence de champs de petites superficies (< 0,01ha) non détectables à moyenne résolution.

Tableau 5 – Matrice de confusion de la classification des occupations du sol en avril 2022 dans la périphérie de Kisangani

		Prédiction							Précision du producteur
		Classe	Sol nu	Culture vivrière	Culture pérenne	Jachère	Forêt secondaire	Forêt mature	
Référence	SN	2653	92	3	1	0	0	2749	0,965
	CV	24	2363	35	627	0	0	3049	0,775
	CP	0	39	600	100	198	62	990	0,606
	J	0	495	446	2432	266	75	3714	0,655
	FS	0	0	18	9	504	0	531	0,949
	FM	0	0	0	6	16	3544	3566	0,994
	Total	2677	2989	1102	3175	975	3681	14599	
	Précision de l'utilisateur	0,991	0,791	0,544	0,766	0,517	0,963	Précision générale : 0,829	
							Indice kappa : 0,826		

Trois facteurs influençant la composition du paysage ont été identifiés : (i) la distance à la route, (ii) la distance à la ville de Kisangani (par la route) et (iii) l'axe routier considéré (Figure 14). En effet, plus la distance à la route augmente, plus les forêts matures occupent une place importante au détriment des sols nus et des cultures vivrières (Figure 14 – A). Par exemple, entre 35 et 40 km de la ville, la proportion de forêt mature passe successivement de 11,6% (1 km) à 13,8% (2 km) puis à 23,3% (5 km) et à 40% (10 km) lorsque la distance à la route considérée augmente. Les jachères et les cultures pérennes, quant à elles, sont relativement constantes pour des surfaces s'étendant entre 1 et 5 km à la route, puis diminuent lorsque cette distance augmente encore.

Par ailleurs, la distance à la ville de Kisangani impacte aussi la proportion occupée par chaque classe d'occupation du sol. Globalement, lorsque la distance à la ville augmente, les forêts matures augmentent, les forêts secondaires augmentent avant de diminuer pour une distance supérieure à 40 km de la ville, les jachères et sols nus sont relativement stables, tandis que les cultures vivrières diminuent (Figure 14 – A). Toutefois, au-delà de 65 km, la forêt mature domine le paysage au détriment de toutes les autres classes. Par ailleurs, ces tendances globales peuvent différer entre les différents axes considérés (Figure 14 – B). Par exemple, autour de l'axe Lubutu, toutes les classes, à l'exception de la forêt mature, ne cessent de diminuer en s'éloignant de la ville. Au contraire, pour l'axe Buta, la composition du paysage est relativement stable indépendamment de la distance à la ville.

Finalement, les pratiques agricoles diffèrent entre les différents axes considérés (Figure 14 – B). Pour les axes Buta et Yangambi, les cultures vivrières prennent une place importante du paysage comparativement aux axes Alibuku, Ituri et Lubutu. Les sols nus occupent une place non négligeable autour de l'axe Alibuku au Nord-Est, ce qui peut s'expliquer par l'arrivée de nombreux concessionnaires agricoles dans la région depuis l'abandon de la concession forestière (observations de terrain). Les axes Yangambi à l'Ouest et Lubutu au Sud-Est longent le fleuve Congo qui occupe une part non négligeable (7% à 28%) du paysage dans ces villages. Autour de l'axe Buta au Nord, les forêts matures sont presque absentes, variant de 1% à 6%. Lors de la prospection de terrain, les forêts ont été retrouvées principalement le long des cours d'eau où elles bénéficient d'un statut de protection. À 50 km de la ville sur l'axe Ituri se trouve la réserve forestière de Babagugu (Figure 9 – B), expliquant la présence de 90% de forêts matures.

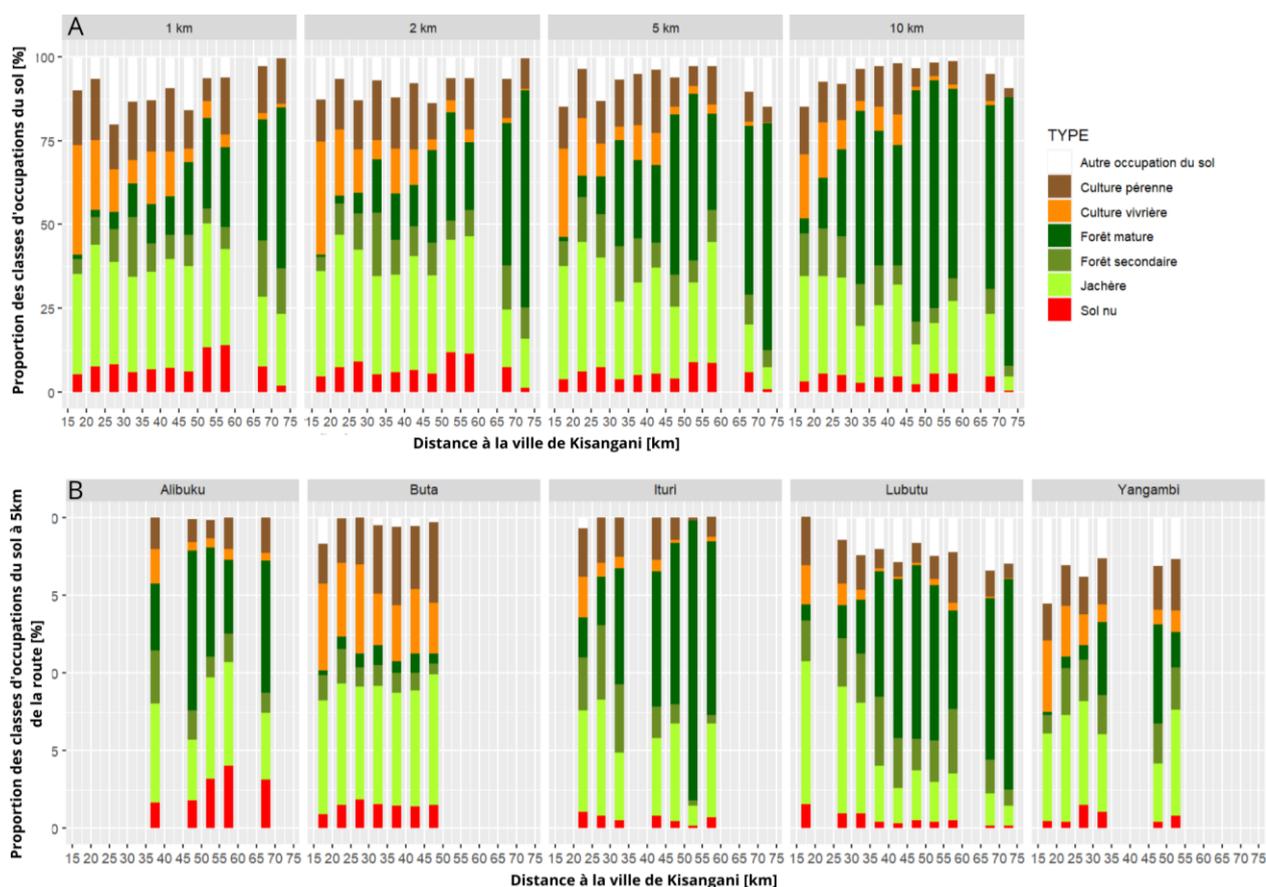


Figure 14 – Proportion des différentes classes d’occupation du sol en fonction de la distance à la ville de Kisangani et par rapport à : (A) à la distance à la route (1, 2, 5 et 10 km) ; (B) aux axes d’intérêt (Alibuku, Buta, Ituri, Lubutu et Yangambi) à une distance de 5 km à la route

4 DISCUSSION

4.1 OBJECTIFS ET PRINCIPAUX RESULTATS

Dans la province de la Tshopo, comme dans la zone d’étude centrée autour de la ville de Kisangani, les phénomènes de perturbations de la canopée sont devenus de plus en plus fréquents au cours des trois dernières décennies et les pertes de forêt mature n’ont cessé de s’accélérer à partir de 1998. Les perturbations se concentrent principalement le long des routes et des cours d’eau, leur présence favorisant l’accès à la forêt. La construction de routes sous les tropiques conduit généralement à l’immigration et à la conversion de l’utilisation des terres (Laurance et al., 2017). C’est particulièrement visible dans la zone d’étude et la province, où la réhabilitation de la nationale reliant Kisangani à l’Ituri, ainsi que l’abandon de la concession forestière au niveau de l’axe Alibuku ont favorisé le déclin de la forêt tropicale humide. De fait, un accès difficile aux terres limite les perturbations forestières (Shapiro et al., 2021) et la chasse (Ziegler et al., 2016).

La composition du paysage est également impactée par la proximité des centres urbains, et la ville de Kisangani représente bien l’épicentre de la dégradation et de la déforestation dans la province de la Tshopo. Le même phénomène a été mis en évidence en RDC (à Kinshasa par Gond et al. (2016) ; à Lubumbashi par Muteya et al. (2022)) et en Afrique (en Tanzanie par Ahrends et al. (2010), au Cameroun par Nkwemoh et al. (2017)). Plus la ville est proche, moins la forêt tropicale humide mature est présente et plus la surface forestière décline rapidement, principalement au profit de l’agriculture.

De fait, avec la croissance démographique, la demande en denrées alimentaires et en bois énergie ne cesse d'augmenter, provoquant une forte expansion et intensification de l'agriculture (Chaplin-Kramer et al., 2015).

D'autres facteurs peuvent provoquer des perturbations forestières. Par exemple, Muteya et al. (2022) ont montré que la présence de concessions minières participait aussi à la fragmentation du paysage naturel et au déclin du couvert forestier au Katanga. Dans la cuvette centrale de la RDC, en plus de l'agriculture, l'exploration des hydrocarbures et l'exploitation forestière – bien que les dégradations soient moins importantes dans les concessions forestières – jouent aussi un rôle dans la dégradation des écosystèmes de tourbière (Dargie et al., 2019). Par ailleurs, Shapiro et al. (2021) ont mis en évidence que les facteurs influençant les perturbations forestières en RDC varient considérablement dans le temps et l'espace. Par exemple, les conflits armés et les incendies, localisés respectivement à l'Est et au Centre-Ouest du pays, entraînent une dégradation forestière importante. Ces auteurs ont également montré que les zones voisines aux aires protégées subissent de plus fortes perturbations, probablement dues à des phénomènes de fuite qui sont un « déplacement spatial des activités en raison de la mise en œuvre de politiques ».

De ces perturbations forestières, il résulte une diminution du stockage du carbone et de la biodiversité, qui est marquée par une diminution de la densité des arbres, de la biomasse aérienne et du diamètre moyen des arbres dans les zones impactées (Ahrends et al., 2010). Mangaza et al. (in press) ont montré, qu'au sein de la réserve biosphère de Yangambi, la conversion de la forêt mature en cacaoyères, caféières et palmeraies réduisait sa biomasse aérienne respectivement de 50%, 70% et 90%. Lorsqu'elle est convertie en champs de cultures vivrières, 99% de la biomasse est perdue, bien qu'elle se reconstitue après l'abandon du champ.

Avec l'intensification de l'agriculture et le défrichage répété, la composition et la disponibilité en nutriments dans les sols changent, ainsi que la composition fonctionnelle des jeunes repousses forestières dont l'abondance en espèces fixatrices d'azote a augmenté au dépens des espèces pionnières (Bauters et al., 2021). La production de biomasse aérienne diminue en fonction du nombre de cycles antérieurs d'agriculture itinérante. La capacité du système d'agriculture itinérante sur brûlis à séquestrer du carbone est donc en déclin (Moonen et al., 2019).

En 2022, la forêt mature a presque disparu dans les villages situés à moins de 20 km de Kisangani, ainsi que le long de l'axe Buta, où l'expansion agricole a été particulièrement importante pour alimenter la ville en nourriture. A l'inverse, l'axe Lubutu, au Sud-Est, semble être l'axe le plus épargné par les perturbations forestières à l'heure actuelle, ce qui s'explique par différents facteurs. Tout d'abord, les habitants de cet axe, principalement constitués de la tribu « Kumu », pratiquent principalement une agriculture de subsistance (< 1 ha/an) pour l'autoconsommation. Ils n'ont pas d'expérience en ce qui concerne les grandes plantations agricoles, contrairement aux populations des axes Alibuku et Buta qui la pratiquent depuis les années 80 (ex. : projet CABEN). Enfin, en raison de la difficulté d'accès aux terres, cet axe n'est pas convoité par les investisseurs (à l'exception des zones proches de la ville subissant directement son influence). Les populations locales préfèrent également louer de petites parcelles pour une durée déterminée plutôt que de mettre les terres en vente¹.

¹ Ces informations ont été fournies par Lisette Mangaza (2022).

Dans cette étude, l'utilisation des données satellitaires et cartographiques disponibles ont permis de mieux comprendre la dynamique paysagère au sein de la zone d'étude et de la province de la Tshopo. Plus largement, ils peuvent être utilisés à l'échelle de la RDC (Shapiro et al., 2021). Il est désormais possible de quantifier la dynamique paysagère à large échelle et à moindre coûts à partir des données disponibles gratuitement en ligne. Ces outils pourraient permettre une meilleure gestion du territoire, et ainsi limiter les pertes forestières et les services écosystémiques qui y sont associés. Les mesures de gestion doivent être ciblées, en prenant en compte le contexte local, d'autant plus en RDC où les moyens financiers sont limités. Il faut également tenir compte des phénomènes de fuite qui peuvent influencer sur le succès de ces mesures (Shapiro et al., 2021). Par ailleurs, Chaplin-Kramer et al. (2015) ont déjà démontré l'importance d'utiliser des informations spatialement explicites dans l'évaluation des changements d'occupation du sol pour la gestion et la conservation des terres.

Par ailleurs, l'implication des populations locales dans la mise en œuvre d'éventuelles mesures de gestion doit être envisagée. Dans une étude pantropicale, Chhatre et Agrawal (2009) ont montré que les forêts de plus grande taille gérées par les communautés locales, de manière participative et avec plus d'autonomie, sont associées à un stockage plus élevé du carbone. Ainsi, transférer la propriété de grandes parcelles forestières aux communautés locales peut contribuer à atténuer les pertes de carbone sans nuire aux moyens de subsistance des populations locales.

4.2 VITESSE DE DEFORESTATION PAR RAPPORT AUX AUTRES REGIONS TROPICALES

Dans cette section, les perturbations observées dans la zone d'étude et la province de la Tshopo ont été comparées à celles observées dans les autres régions tropicales (Tableau 6) par rapport aux données présentées par Vancutsem et al. (2021), tout en sachant qu'en raison des irrégularités spatio-temporelles de couvertures des archives Landsat en Afrique, les données calculées et présentées entre 1990 et 2000 comprennent de fortes incertitudes.

Tableau 6 – Comparaison des perturbations forestières entre la périphérie de Kisangani, la province de la Tshopo, l'Afrique, l'Amérique latine et la région Asie-Océanie entre 1990 et 2019 (1 : Vancutsem et al., 2021)

	Déclin FTH	Déforestation						Dégradation					
	1990-2019	1990-1999		2000-2009		2010-2019		1990-1999		2000-2009		2010-2019	
	%	%	Mha/an	%	Mha/an	%	Mha/an	%	Mha/an	%	Mha/an	%	Mha/an
Zone d'étude	27	0.02	1.5*10 ⁻⁴	0.18	1.6*10 ⁻³	1.73	1.4*10 ⁻²	0.53	5*10 ⁻³	2.19	2*10 ⁻²	2.6	2.1*10 ⁻²
Tshopo	8.5	0.01	1.4*10 ⁻³	0.05	1*10 ⁻²	0.4	7.4*10 ⁻²	0.12	2.4*10 ⁻⁴	0.63	0.12	0.86	0.16
Afrique ¹	24	0.31	0.9	0.69	1.8	0.68	1.6	0.31	0.9	0.8	2.1	0.73	1.7
Amérique Latine ¹	20	0.58	4.1	0.58	3.8	0.38	2.3	0.31	2.2	0.4	2.6	0.4	2.4
Asie-Océanie ¹	38	1	3.1	0.87	2.3	0.75	1.7	0.96	3	0.98	2.6	0.89	2

Pour les trois dernières décennies, à l'échelle de la Tshopo, les taux de déforestation (1,5%) et de dégradation forestière (7%) sont nettement moins élevés qu'en périphérie de Kisangani (respectivement 8% et 19%), ce qui démontre bien l'influence de la ville sur ces phénomènes. Par ailleurs, la vitesse de ces phénomènes n'a cessé d'augmenter. Entre chaque décennie, la vitesse de déforestation a été multipliée par un facteur légèrement supérieur à 7. Les phénomènes de dégradation ont augmenté moins rapidement.

Le déclin des FTH observé entre 1990 et 2020 dans la zone d'étude centrée sur la ville de Kisangani (27%) est supérieur à celui obtenu pour l'Afrique (24%) et pour l'Amérique latine (20%), mais inférieur à celui de l'Asie-Océanie (38%). Le déclin des FTH est important autour de la ville de Kisangani, mais moindre quand on considère l'ensemble de la province (8,5%) confirmant le rôle important des grandes villes qui *mangent* la forêt (Marien et al., 2013), pour le besoin en bois et en terres agricoles. Selon Curtis et al. (2018), les moteurs de déforestation varient entre régions tropicales. En Amérique latine et en Asie-Océanie, l'agriculture à grande échelle représente le principal facteur de perturbation à l'inverse de l'Afrique où l'agriculture itinérante de subsistance joue ce rôle.

Pan et al. (2011) estiment qu'entre 1990 et 2007 la déforestation tropicale a provoqué une importante émission brute de carbone de $2,9 \pm 0,5$ pétagrammes de carbone par an (Pg C an^{-1}), soit $\sim 40\%$ des émissions mondiales de combustibles fossiles. Toutefois, la majorité de ces émissions ont été compensées par l'absorption d'une grande quantité de carbone par les forêts tropicales recroissantes.

La vitesse des perturbations ne cesse de diminuer en Amérique Latine et en Asie-Océanie alors qu'elle ne fait qu'augmenter dans la province de la Tshopo. En Afrique, elle a augmenté avant de diminuer légèrement. L'accélération des phénomènes de perturbations dans la province de la Tshopo est très rapide. En conséquence, il est important de mettre en place des mesures de gestion durable de la forêt dans la province qui contient encore beaucoup de forêt mature, sinon celle-ci risque de disparaître rapidement si les phénomènes de perturbations continuent à suivre ces tendances. Vancutsem et al. (2021) estiment que les forêts tropicales non perturbées auront entièrement disparu d'ici 2050 si les taux de perturbations actuels ne diminuent pas.

4.3 PERSPECTIVES

En vue d'améliorer la classification de l'occupation du sol, effectuée à une très haute résolution (2,5 m), il serait intéressant d'une part d'injecter des données de série temporelle Sentinel-1 (S1) afin de diminuer la confusion qui existe entre les cultures pérennes, les forêts secondaires et les jachères. Les satellites Sentinel-1, font partie du programme Copernicus de la Commission européenne et de l'Agence spatiale européenne. Il dispose d'un système d'imagerie C-SAR. Le radar à synthèse d'ouverture (SAR) présente l'avantage de ne pas être perturbé par les conditions météorologiques. Les images S1 ont également pour avantages une capacité de double polarisation (horizontale et verticale) et des temps de revisites courts (Fletcher, 2012). D'autre part, il serait également possible d'injecter une image SuperRésolution générée pour la période de la petite saison sèche (juin-août) pour effectuer la classification supervisée.

Il serait également opportun d'utiliser les données S1 pour étudier la dynamique des cycles de l'agriculture sur brûlis et déterminer les temps de jachères et leur évolution. Toutefois, cette analyse nécessiterait une plus grande période couverte par les données S1, qui ne sont disponibles que depuis 2014, afin de pouvoir couvrir plusieurs rotations agricoles (~ 5 années actuellement en périphérie de Kisangani (Moonen et al., 2019)).

Les données satellitaires et les outils de télédétection disponibles actuellement peuvent permettre de créer des outils d'aménagement du territoire en identifiant les zones où la déforestation est particulièrement active, ainsi que les facteurs la favorisant. Il serait intéressant de déterminer dans quelle mesure les décideurs pourraient se baser sur ces outils pour mettre en place des politiques de gestion durable de la forêt tropicale humide.

En plus d'étudier l'impact de l'agriculture itinérante sur brûlis, l'étude détaillée des impacts directs et indirects des concessions forestières suivant ou non un plan d'aménagement, ainsi que les impacts résultant de l'abandon des concessions pourrait fournir des données précieuses pour améliorer les politiques de gestion forestière. Le système ALERT (Reiche et al., 2021), détectant des perturbations forestières au départ d'images S1, pourrait être utilisé à cet effet.

Des projets de formations à des techniques agricoles à impacts environnementaux réduits pourraient être menés afin de permettre une meilleure gestion de la fertilité des sols pour maintenir un niveau de production suffisant afin de répondre aux besoins alimentaires des populations.

Enfin, dans le cadre d'une thèse de doctorat, la dynamique paysagère présentée dans ce travail sera mise en relation avec l'évaluation des stocks de carbone au sein de la province de la Tshopo par Lisette Mangaza, à partir de données d'inventaire sur le terrain dans les différentes occupations du sol identifiés.

4.4 CONTRIBUTION PERSONNELLE

D'une part, j'ai réalisé une synthèse bibliographique relative à l'état des forêts et des méthodes de monitoring de celle-ci afin d'établir, avec l'encadrement de mes promoteurs, une méthodologie adaptée pour répondre aux objectifs de ce travail de fin d'étude. D'autre part, j'ai collecté mes points d'entraînement sur le terrain sous l'encadrement de Lisette Mangaza, me permettant de mieux comprendre les conditions de vie sur place et le contexte de ce travail. Par la suite, j'ai contribué activement à réaliser et interpréter toutes les analyses effectuées dans le cadre de ce travail à partir des données produites par Vancutsem et al. (2021), Weiss et al. (2018), ainsi que des données Sentinel-2 mises à autre résolution par Nicolas Latte et des données de terrains récoltées par Lisette Mangaza et moi-même.

5 CONCLUSION

La dégradation forestière et la déforestation sont importantes autour de la ville de Kisangani, qui est l'épicentre à l'origine de ces phénomènes. La dégradation et la déforestation sont bien moindres à l'échelle de la Tshopo qui est une province majoritairement forestière. Toutefois, la vitesse des perturbations y augmente bien plus rapidement que dans d'autres régions tropicales, notamment en périphérie de la ville de Kisangani. Avec la croissance démographique, les pressions exercées sur la forêt vont encore augmenter. Il est donc indispensable de prévoir, dès maintenant, des stratégies de développement durable pour protéger la forêt tropicale et les services écosystémiques qu'elle fournit tout en s'assurant de subvenir aux besoins de la population. Pour atteindre un tel objectif, il est nécessaire d'impliquer les populations locales dans la mise en place de cette stratégie en utilisant des méthodes de gestion participative.

6 BIBLIOGRAPHIE

- Abernethy, K., Maisels, F., White, L.J.T., 2016. Environmental Issues in Central Africa. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 41, 1–33. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-110615-085415>
- Adhikari, S., Koirala, P., Ghosh, A., Henry, M., 2022. Planning for Sustainable Cities in Africa: Experiences, Challenges and Prospects of Monitoring Geospatial Indicators. *Remote Sens.* 14, 2821. <https://doi.org/10.3390/rs14122821>
- Ahrends, A., Burgess, N.D., Milledge, S.A.H., Bulling, M.T., Fisher, B., Smart, J.C.R., Clarke, G.P., Mhoro, B.E., Lewis, S.L., 2010. Predictable waves of sequential forest degradation and biodiversity loss spreading from an African city. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107, 14556–14561. <https://doi.org/10.1073/pnas.0914471107>
- Akkermans, T., Van Rompaey, A., Van Lipzig, N., Moonen, P., Verbist, B., 2013. Quantifying successional land cover after clearing of tropical rainforest along forest frontiers in the Congo Basin. *Phys. Geogr.* 34, 417–440. <https://doi.org/10.1080/02723646.2013.855698>
- Aleman, J.C., Fayolle, A., Favier, C., Staver, A.C., Dexter, K.G., Ryan, C.M., Azihou, A.F., Bauman, D., te Beest, M., Chidumayo, E.N., Comiskey, J.A., Croomsigt, J.P.G.M., Dessard, H., Doucet, J.-L., Finckh, M., Gillet, J.-F., Gourlet-Fleury, S., Hempson, G.P., Holdo, R.M., Kirunda, B., Kouame, F.N., Mahy, G., Gonçalves, F.M.P., McNicol, I., Quintano, P.N., Plumptre, A.J., Pritchard, R.C., Revermann, R., Schmitt, C.B., Swemmer, A.M., Talila, H., Woollen, E., Swaine, M.D., 2020. Floristic evidence for alternative biome states in tropical Africa. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 117, 28183–28190. <https://doi.org/10.1073/pnas.2011515117>
- Armitage, I., 1998. Guidelines for the management of tropical forests: 1.
- Assani Shalufa, N., Mangambu Mokoso, J. de D., Kahindo Muhongya, J.M., Ntahobavuka Habimana, H., Mate Mweru, J.P., 2015. La bio-écologie du petit rotin *Eremospatha haullevilleana* de Wild. (arecaceae) dans la réserve forestière de Yoko (Bassin du Congo, RD Congo) 18, 10.
- Bamba, I., Barima, Y.S.S., Bogaert, J., 2010. Influence de la densité de la population sur la structure spatiale d'un paysage forestier dans le bassin du Congo en R. D. Congo. *Trop. Conserv. Sci.* 3, 31–44. <https://doi.org/10.1177/194008291000300104>
- Batsi, G., Sonwa, D.J., Mangaza, L., Ebuy, J., Kahindo, J.-M., 2020. Biodiversity of the Cocoa Agroforests of the Bengamisa-Yangambi Forest Landscape in the Democratic Republic of the Congo (DRC). *Forests* 11, 1096. <https://doi.org/10.3390/f11101096>
- Bauters, M., Moonen, P., Summerauer, L., Doetterl, S., Wasner, D., Griepentrog, M., Mumbanza, F., Kearsley, E., Ewango, C., Bosela, F., Six, J., Muys, B., Verbist, B., Boeckx, P., Verheyen, K., 2021. Soil Nutrient Depletion and Tree Functional Composition Shift Following Repeated Clearing in Secondary Forests of the Congo Basin. *Ecosystems* 24. <https://doi.org/10.1007/s10021-020-00593-6>
- Belgiu, M., Drăguț, L., 2016. Random forest in remote sensing: A review of applications and future directions. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 114, 24–31. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.01.011>
- Blackman, A., Pfaff, A., Robalino, J., 2015. Paper park performance: Mexico's natural protected areas in 1990s. *Glob. Environ. Change* 31, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.12.004>
- Brienen, R.J.W., Phillips, O.L., Feldpausch, T.R., Gloor, E., Baker, T.R., Lloyd, J., Lopez-Gonzalez, G., Monteagudo-Mendoza, A., Malhi, Y., Lewis, S.L., Vásquez Martínez, R., Alexiades, M., Álvarez Dávila, E., Alvarez-Loayza, P., Andrade, A., Aragão, L.E.O.C., Araujo-Murakami, A., Arets, E.J.M.M., Arroyo, L., Aymard C., G.A., Bánki, O.S., Baraloto, C., Barroso, J., Bonal, D., Boot, R.G.A., Camargo, J.L.C., Castilho, C.V., Chama, V., Chao, K.J., Chave, J., Comiskey, J.A., Cornejo Valverde, F., da Costa, L., de Oliveira, E.A., Di Fiore, A., Erwin, T.L., Fauset, S., Forsthofer, M., Galbraith, D.R., Grahame, E.S., Groot, N., Hérault, B., Higuchi, N., Honorio Coronado, E.N., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Laurance, S., Licona, J., Magnussen, W.E., Marimon, B.S., Marimon-Junior, B.H., Mendoza, C., Neill, D.A., Nogueira, E.M., Núñez, P., Pallqui Camacho, N.C., Parada, A., Pardo-Molina, G., Peacock, J., Peña-Claros, M., Pickavance, G.C., Pitman, N.C.A., Poorter, L., Prieto, A., Quesada, C.A., Ramírez, F., Ramírez-Angulo, H., Restrepo,

- Z., Roopsind, A., Rudas, A., Salomão, R.P., Schwarz, M., Silva, N., Silva-Espejo, J.E., Silveira, M., Stropp, J., Talbot, J., ter Steege, H., Teran-Aguilar, J., Terborgh, J., Thomas-Caesar, R., Toledo, M., Torello-Raventos, M., Umetsu, R.K., van der Heijden, G.M.F., van der Hout, P., Guimarães Vieira, I.C., Vieira, S.A., Vilanova, E., Vos, V.A., Zagt, R.J., 2015. Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature* 519, 344–348. <https://doi.org/10.1038/nature14283>
- Chaplin-Kramer, R., Sharp, R.P., Mandle, L., Sim, S., Johnson, J., Butnar, I., Milà i Canals, L., Eichelberger, B.A., Ramler, I., Mueller, C., McLachlan, N., Yousefi, A., King, H., Kareiva, P.M., 2015. Spatial patterns of agricultural expansion determine impacts on biodiversity and carbon storage. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 7402–7407. <https://doi.org/10.1073/pnas.1406485112>
- Chhatre, A., Agrawal, A., 2009. Trade-offs and synergies between carbon storage and livelihood benefits from forest commons. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 106, 17667–17670. <https://doi.org/10.1073/pnas.0905308106>
- Christopher, O., Marcel, B., Leonard, M., Verbist, B., Moonen, P., Otomba, I., Christopher, B., Meyi, M., Muanasaka, K., Leonard, B., Verbist, P., Moonen, J., Asimonyio, K.-T.-N., Ngbolua, K.-T.-N., 2017. Identification des moteurs de déforestation et incidence socio-environnementale dans une économie du marché à l’hinterland de la ville de Kisangani (Province de la Tshopo) en République Démocratique du Congo : Effets & stratégies [Identification of deforestation roots and socio-environmental incidence in an economy of the market in the hinterland of Kisangani city (Tshopo province) in Democratic Republic of Congo : Effects & strategies] *Asimonyio* 5 , and *Koto-te-Nyiwa Ngbolua* 6-7-8 33, 186–197.
- Curtis, P.G., Slay, C.M., Harris, N.L., Tyukavina, A., Hansen, M.C., 2018. Classifying drivers of global forest loss. *Science* 361, 1108–1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>
- Dargie, G.C., Lawson, I.T., Rayden, T.J., Miles, L., Mitchard, E.T.A., Page, S.E., Bocko, Y.E., Ifo, S.A., Lewis, S.L., 2019. Congo Basin peatlands: threats and conservation priorities. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* 24, 669–686. <https://doi.org/10.1007/s11027-017-9774-8>
- Division Provinciale de la Santé (DPS Kisangani), 2022. Données démographiques de la ville de Kisangani.
- Dupuis, C., Lejeune, P., Michez, A., Fayolle, A., 2020. How Can Remote Sensing Help Monitor Tropical Moist Forest Degradation?—A Systematic Review. *Remote Sens.* 12, 1087. <https://doi.org/10.3390/rs12071087>
- Ernst, J.-L., 2021. Stanleyville [WWW Document]. Stanleyville. URL <https://www.stanleyville.be/geographie.html> (accessed 6.30.22).
- ESA, 2022. Missions - Sentinel Online - Sentinel Online [WWW Document]. URL <https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/missions> (accessed 8.10.22).
- FAO, 2020. Global Forest Resources Assessment 2020. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca9825en>
- FAOSTAT, 2022. Annual Population, Food and Agriculture Organization of the United Nations: Rome. ed. Italie.
- Fayolle, A., Swaine, M.D., Aleman, J., Azihou, A.F., Bauman, D., te Beest, M., Chidumayo, E.N., Cromsigt, J.P.G.M., Dessard, H., Finckh, M., Gonçalves, F.M.P., Gillet, J.-F., Gorel, A., Hick, A., Holdo, R., Kirunda, B., Mahy, G., McNicol, I., Ryan, C.M., Revermann, R., Plumptre, A., Pritchard, R., Nieto-Quintano, P., Schmitt, C.B., Seghieri, J., Swemmer, A., Talila, H., Woollen, E., 2019. A sharp floristic discontinuity revealed by the biogeographic regionalization of African savannas. *J. Biogeogr.* 46, 454–465. <https://doi.org/10.1111/jbi.13475>
- Fletcher, K., 2012. Sentinel-1: ESA’s Radar Observatory Mission for GMES Operational Services, Noordwijk, The Netherlands : ESA Communications. ed, ESA SP.
- Gerland, P., Raftery, A.E., Ševčíková, H., Li, N., Gu, D., Spoorenberg, T., Alkema, L., Fosdick, B.K., Chunn, J., Lalic, N., Bay, G., Buettner, T., Heilig, G.K., Wilmoth, J., 2014. World population stabilization unlikely this century. *Science* 346, 234–237. <https://doi.org/10.1126/science.1257469>
- Global Forest Watch, 2022. Democratic Republic of the Congo Deforestation Rates & Statistics | GFW [WWW Document]. URL <https://www.globalforestwatch.org/dashboards/country/COD?category=forest-change> (accessed 8.7.22).

- Gond, V., Dubiez, E., Boulogne, M., Gigaud, M., Péroches, A., Pennec, A., Fauvet, N., Peltier, R., 2016. DYNAMICS OF FOREST COVER AND CARBON STOCK CHANGE IN THE DEMOCRATIC REPUBLIC OF CONGO: CASE OF WOOD-FUEL SUPPLY BASIN FOR KINSHASA. *BOIS FORETS Trop.* 327, 19–28. <https://doi.org/10.19182/bft2016.327.a31293>
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., Moore, R., 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sens. Environ., Big Remotely Sensed Data: tools, applications and experiences* 202, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Hansen, M.C., Potapov, P., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S., Goetz, S., Loveland, T., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C.O., Townshend, J., 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science* 342, 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hubau, W., Lewis, S.L., Phillips, O.L., Affum-Baffoe, K., Beeckman, H., Cuní-Sanchez, A., Daniels, A.K., Ewango, C.E.N., Fauset, S., Mukinzi, J.M., Sheil, D., Sonké, B., Sullivan, M.J.P., Sunderland, T.C.H., Taedoumg, H., Thomas, S.C., White, L.J.T., Abernethy, K.A., Adu-Bredu, S., Amani, C.A., Baker, T.R., Banin, L.F., Baya, F., Begne, S.K., Bennett, A.C., Benedet, F., Bitariho, R., Bocko, Y.E., Boeckx, P., Boundja, P., Brienen, R.J.W., Brncic, T., Chezeaux, E., Chuyong, G.B., Clark, C.J., Collins, M., Comiskey, J.A., Coomes, D.A., Dargie, G.C., de Haulleville, T., Kamdem, M.N.D., Doucet, J.-L., Esquivel-Muelbert, A., Feldpausch, T.R., Fofanah, A., Foli, E.G., Gilpin, M., Gloor, E., Gonmadje, C., Gourlet-Fleury, S., Hall, J.S., Hamilton, A.C., Harris, D.J., Hart, T.B., Hockemba, M.B.N., Hladik, A., Ifo, S.A., Jeffery, K.J., Jucker, T., Yakusu, E.K., Kearsley, E., Kenfack, D., Koch, A., Leal, M.E., Levesley, A., Lindsell, J.A., Lisingo, J., Lopez-Gonzalez, G., Lovett, J.C., Makana, J.-R., Malhi, Y., Marshall, A.R., Martin, J., Martin, E.H., Mbayu, F.M., Medjibe, V.P., Mihindou, V., Mitchard, E.T.A., Moore, S., Munishi, P.K.T., Bengone, N.N., Ojo, L., Ondo, F.E., Peh, K.S.-H., Pickavance, G.C., Poulsen, A.D., Poulsen, J.R., Qie, L., Reitsma, J., Rovero, F., Swaine, M.D., Talbot, J., Taplin, J., Taylor, D.M., Thomas, D.W., Toirambe, B., Mukendi, J.T., Tuagben, D., Umunay, P.M., van der Heijden, G.M.F., Verbeeck, H., Vleminckx, J., Willcock, S., Wöll, H., Woods, J.T., Zomagho, L., 2020. Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. *Nature* 579, 80–87. <https://doi.org/10.1038/s41586-020-2035-0>
- Jans, J.-F., Vancoillie, F., 2021. Congo basin shifting cultivation dynamics over the last two decades. Ghent University.
- Knoben, W.J.M., Woods, R.A., Freer, J.E., 2019. Global bimodal precipitation seasonality: A systematic overview. *Int. J. Climatol.* 39, 558–567. <https://doi.org/10.1002/joc.5786>
- Latte, N., Lejeune, P., 2020. PlanetScope Radiometric Normalization and Sentinel-2 Super-Resolution (2.5 m): A Straightforward Spectral-Spatial Fusion of Multi-Satellite Multi-Sensor Images Using Residual Convolutional Neural Networks. *Remote Sens.* 12, 2366. <https://doi.org/10.3390/rs12152366>
- Laurance, W.F., Campbell, M.J., Alamgir, M., Mahmoud, M.I., 2017. Road Expansion and the Fate of Africa’s Tropical Forests. *Front. Ecol. Evol.* 5.
- Lewis, S.L., Edwards, D.P., Galbraith, D., 2015. Increasing human dominance of tropical forests. *Science* 349, 827–832. <https://doi.org/10.1126/science.aaa9932>
- Lewis, S.L., Sonké, B., Sunderland, T., Begne, S.K., Lopez-Gonzalez, G., van der Heijden, G.M.F., Phillips, O.L., Affum-Baffoe, K., Baker, T.R., Banin, L., Bastin, J.-F., Beeckman, H., Boeckx, P., Bogaert, J., De Cannière, C., Chezeaux, E., Clark, C.J., Collins, M., Djagbletey, G., Djuikouo, M.N.K., Droissart, V., Doucet, J.-L., Ewango, C.E.N., Fauset, S., Feldpausch, T.R., Foli, E.G., Gillet, J.-F., Hamilton, A.C., Harris, D.J., Hart, T.B., de Haulleville, T., Hladik, A., Hufkens, K., Huygens, D., Jeanmart, P., Jeffery, K.J., Kearsley, E., Leal, M.E., Lloyd, J., Lovett, J.C., Makana, J.-R., Malhi, Y., Marshall, A.R., Ojo, L., Peh, K.S.-H., Pickavance, G., Poulsen, J.R., Reitsma, J.M., Sheil, D., Simo, M., Steppe, K., Taedoumg, H.E., Talbot, J., Taplin, J.R.D., Taylor, D., Thomas, S.C., Toirambe, B., Verbeeck, H., Vleminckx, J., White, L.J.T., Willcock, S., Woell, H., Zomagho, L., 2013. Above-ground biomass and structure of 260 African tropical forests. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 368, 20120295. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0295>

- Liena, P.B., Mwanza, F.M., Maindo, A., 2014. Acquisition de terre par les populations urbaines auprès des communautés rurales de Kisangani. *Tropenbos Int. RD Congo* 82.
- Lisingo, wa J., 2009. Typologie des forêts denses des environs de Kisangani par une méthode d'analyse phytosociologique multistrate. DES : Université de Kisangani, République démocratique du Congo.
- Malhi, Y., Gardner, T.A., Goldsmith, G.R., Silman, M.R., Zelazowski, P., 2014. Tropical Forests in the Anthropocene. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 39, 125–159. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-030713-155141>
- Mangaza, L., Makana, J.-R., Hubau, W., Sonwa, D., Batsi, G., Fayolle, A., in press. Impacts du changement d'utilisation des terres sur la biomasse et la diversité dans le paysage forestier de la réserve de biosphère de Yangambi, RDC. *BOIS FORETS Trop.*
- Maréchal, J., 2012. Caractérisation de la dynamique d'occupation du sol de la ville de Kisangani (R.D. Congo) et sa périphérie entre 2002 et 2010.
- Marien, J.-N., Schure, J., Dubiez, E., Bisiaux, F., Vermeulen, C., Peltier, R., Louppe, D., 2013. Projet MAKALA "Gérer durablement la ressource bois-énergie" - Huitième rapport narratif - Fin de projet.
- Mayaux, P., Gond, V., Massart, M., Pain-Orecet, M., Achard, F., 2003. Évolution du couvert forestier du bassin du Congo mesurée par télédétection spatiale. *Bois For. Trop.* 277, 45–52.
- Mikwa, J.-F., Raymond, L., Sungu, A., Kahindo, J.-M., Defourny, P., 2016. Evaluation par télédétection des changements d'un couvert forestier de la région forestière de Kisangani. *Int. J. Innov. Sci. Res.* 24, 255–267.
- Miracle, M.P., 1967. Agriculture in the Congo Basin. Tradition and change in African rural economies. *Agric. Congo Basin Tradit. Change Afr. Rural Econ.*
- Mitchard, E.T.A., 2018. The tropical forest carbon cycle and climate change. *Nature* 559, 527–534. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2>
- Molinario, G., Hansen, M.C., Potapov, P.V., 2015. Forest cover dynamics of shifting cultivation in the Democratic Republic of Congo: a remote sensing-based assessment for 2000–2010. *Environ. Res. Lett.* 10, 094009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/9/094009>
- Moonen, P.C.J., Verbist, B., Boyemba Bosela, F., Norgrove, L., Dondeyne, S., Van Meerbeek, K., Kearsley, E., Verbeeck, H., Vermeir, P., Boeckx, P., Muys, B., 2019. Disentangling how management affects biomass stock and productivity of tropical secondary forests fallows. *Sci. Total Environ.* 659, 101–114. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.138>
- Moonen, P.C.J., Verbist, B., Schaepherders, J., Bwama Meyi, M., Van Rompaey, A., Muys, B., 2016. Actor-based identification of deforestation drivers paves the road to effective REDD+ in DR Congo. *Land Use Policy* 58, 123–132. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.07.019>
- Muteya, H., N'tambwe Nghonda, D.-D., Malaisse, F., Salomon, W., SAMBIENI, K., Kaleba, S., Kankumbi, F., Bastin, J.-F., Bogaert, J., Useni Sikuzani, Y., 2022. Quantification and Simulation of Landscape Anthropization around the Mining Agglomerations of Southeastern Katanga (DR Congo) between 1979 and 2090. *Land* 11, 850. <https://doi.org/10.3390/land11060850>
- Nkwemoh, C., Tchindjang, M., Afungang, R., 2017. The Impact of Urbanization on the Vegetation of Yaounde, (Cameroon). *Int. J. Innov. Res. Dev.* 6. <https://doi.org/10.24940/ijird/2017/v6/i5/MAY17007>
- Noël, M., Dubiez, E., Louppe, D., Adélaïde, L., 2013. Quand la ville mange la forêt. Les défis du bois énergie en Afrique centrale.
- Olofsson, P., Foody, G.M., Herold, M., Stehman, S.V., Woodcock, C.E., Wulder, M.A., 2014. Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change. *Remote Sens. Environ.* 148, 42–57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2014.02.015>
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D., 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* 333, 988–993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>

- Pan, Y., Birdsey, R.A., Phillips, O.L., Jackson, R.B., 2013. The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 44, 593–622. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135914>
- Pekkarinen, A., Reithmaier, L., Strobl, P., 2009. Pan-European forest/non-forest mapping with Landsat ETM+ and CORINE Land Cover 2000 data. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* 64, 171–183. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2008.09.004>
- Pesaresi, M., Freire, S., 2016. GHS-SMOD R2016A - GHS settlement grid, following the REGIO model 2014 in application to GHSL Landsat and CIESIN GPW v4-multitemporal (1975-1990-2000-2015).
- Phillips, O.L., Aragão, L.E.O.C., Lewis, S.L., Fisher, J.B., Lloyd, J., López-González, G., Malhi, Y., Monteagudo, A., Peacock, J., Quesada, C.A., van der Heijden, G., Almeida, S., Amaral, I., Arroyo, L., Aymard, G., Baker, T.R., Bánki, O., Blanc, L., Bonal, D., Brando, P., Chave, J., de Oliveira, Á.C.A., Cardozo, N.D., Czimczik, C.I., Feldpausch, T.R., Freitas, M.A., Gloor, E., Higuchi, N., Jiménez, E., Lloyd, G., Meir, P., Mendoza, C., Morel, A., Neill, D.A., Nepstad, D., Patiño, S., Peñuela, M.C., Prieto, A., Ramírez, F., Schwarz, M., Silva, J., Silveira, M., Thomas, A.S., Steege, H. ter, Stropp, J., Vásquez, R., Zelazowski, P., Dávila, E.A., Andelman, S., Andrade, A., Chao, K.-J., Erwin, T., Di Fiore, A., C., E.H., Keeling, H., Killeen, T.J., Laurance, W.F., Cruz, A.P., Pitman, N.C.A., Vargas, P.N., Ramírez-Angulo, H., Rudas, A., Salamão, R., Silva, N., Terborgh, J., Torres-Lezama, A., 2009. Drought Sensitivity of the Amazon Rainforest. *Science* 323, 1344–1347. <https://doi.org/10.1126/science.1164033>
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T.M., Almeyda Zambrano, A.M., Balvanera, P., Becknell, J.M., Boukili, V., Brancalion, P.H.S., Broadbent, E.N., Chazdon, R.L., Craven, D., de Almeida-Cortez, J.S., Cabral, G.A.L., de Jong, B.H.J., Denslow, J.S., Dent, D.H., DeWalt, S.J., Dupuy, J.M., Durán, S.M., Espírito-Santo, M.M., Fandino, M.C., César, R.G., Hall, J.S., Hernandez-Stefanoni, J.L., Jakovac, C.C., Junqueira, A.B., Kennard, D., Letcher, S.G., Licona, J.-C., Lohbeck, M., Marín-Spiotta, E., Martínez-Ramos, M., Massoca, P., Meave, J.A., Mesquita, R., Mora, F., Muñoz, R., Muscarella, R., Nunes, Y.R.F., Ochoa-Gaona, S., de Oliveira, A.A., Orihuela-Belmonte, E., Peña-Claros, M., Pérez-García, E.A., Piotta, D., Powers, J.S., Rodríguez-Velázquez, J., Romero-Pérez, I.E., Ruíz, J., Saldarriaga, J.G., Sanchez-Azofeifa, A., Schwartz, N.B., Steininger, M.K., Swenson, N.G., Toledo, M., Uriarte, M., van Breugel, M., van der Wal, H., Veloso, M.D.M., Vester, H.F.M., Vicentini, A., Vieira, I.C.G., Bentos, T.V., Williamson, G.B., Rozendaal, D.M.A., 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530, 211–214. <https://doi.org/10.1038/nature16512>
- Poorter, L., Craven, D., Jakovac, C.C., van der Sande, M.T., Amissah, L., Bongers, F., Chazdon, R.L., Farrior, C.E., Kambach, S., Meave, J.A., Muñoz, R., Norden, N., Rüger, N., van Breugel, M., Almeyda Zambrano, A.M., Amani, B., Andrade, J.L., Brancalion, P.H.S., Broadbent, E.N., de Foresta, H., Dent, D.H., Derroire, G., DeWalt, S.J., Dupuy, J.M., Durán, S.M., Fantini, A.C., Finegan, B., Hernández-Jaramillo, A., Hernández-Stefanoni, J.L., Hietz, P., Junqueira, A.B., N'dja, J.K., Letcher, S.G., Lohbeck, M., López-Camacho, R., Martínez-Ramos, M., Melo, F.P.L., Mora, F., Müller, S.C., N'Guessan, A.E., Oberleitner, F., Ortiz-Malavassi, E., Pérez-García, E.A., Pinho, B.X., Piotta, D., Powers, J.S., Rodríguez-Buriticá, S., Rozendaal, D.M.A., Ruíz, J., Tabarelli, M., Teixeira, H.M., Valadares de Sá Barretto Sampaio, E., van der Wal, H., Villa, P.M., Fernandes, G.W., Santos, B.A., Aguilar-Cano, J., de Almeida-Cortez, J.S., Alvarez-Davila, E., Arreola-Villa, F., Balvanera, P., Becknell, J.M., Cabral, G.A.L., Castellanos-Castro, C., de Jong, B.H.J., Nieto, J.E., Espírito-Santo, M.M., Fandino, M.C., García, H., García-Villalobos, D., Hall, J.S., Idárraga, A., Jiménez-Montoya, J., Kennard, D., Marín-Spiotta, E., Mesquita, R., Nunes, Y.R.F., Ochoa-Gaona, S., Peña-Claros, M., Pérez-Cárdenas, N., Rodríguez-Velázquez, J., Villanueva, L.S., Schwartz, N.B., Steininger, M.K., Veloso, M.D.M., Vester, H.F.M., Vieira, I.C.G., Williamson, G.B., Zanini, K., Hérault, B., 2021. Multidimensional tropical forest recovery. *Science* 374, 1370–1376. <https://doi.org/10.1126/science.abh3629>
- Pourtier, R., 2009. Le Kivu dans la guerre : acteurs et enjeux. *EchoGéo*. <https://doi.org/10.4000/echogeo.10793>

- Pourtier, R., 2006. Les réfugiés en Afrique centrale : une approche géopolitique (Refugees in central Africa : a geopolitical approach). *Bull. Assoc. Géographes Fr.* 83, 50–61. <https://doi.org/10.3406/bagf.2006.2493>
- Reiche, J., Mullissa, A., Slagter, B., Gou, Y., Tsendbazar, N.-E., Odongo-Braun, C., Vollrath, A., Weisse, M.J., Stolle, F., Pickens, A., Donchyts, G., Clinton, N., Gorelick, N., Herold, M., 2021. Forest disturbance alerts for the Congo Basin using Sentinel-1. *Environ. Res. Lett.* 16, 024005. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abd0a8>
- Rozendaal, D.M.A., Bongers, F., Aide, T.M., Alvarez-Dávila, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Becknell, J.M., Bentos, T.V., Brancalion, P.H.S., Cabral, G.A.L., Calvo-Rodriguez, S., Chave, J., César, R.G., Chazdon, R.L., Condit, R., Dallinga, J.S., de Almeida-Cortez, J.S., de Jong, B., de Oliveira, A., Denslow, J.S., Dent, D.H., DeWalt, S.J., Dupuy, J.M., Durán, S.M., Dutrieux, L.P., Espírito-Santo, M.M., Fandino, M.C., Fernandes, G.W., Finegan, B., García, H., Gonzalez, N., Moser, V.G., Hall, J.S., Hernández-Stefanoni, J.L., Hubbell, S., Jakovac, C.C., Hernández, A.J., Junqueira, A.B., Kennard, D., Larpin, D., Letcher, S.G., Licona, J.-C., Lebrija-Trejos, E., Marín-Spiotta, E., Martínez-Ramos, M., Massoca, P.E.S., Meave, J.A., Mesquita, R.C.G., Mora, F., Müller, S.C., Muñoz, R., de Oliveira Neto, S.N., Norden, N., Nunes, Y.R.F., Ochoa-Gaona, S., Ortiz-Malavassi, E., Ostertag, R., Peña-Claros, M., Pérez-García, E.A., Piotta, D., Powers, J.S., Aguilar-Cano, J., Rodriguez-Buritica, S., Rodríguez-Velázquez, J., Romero-Romero, M.A., Ruíz, J., Sanchez-Azofeifa, A., de Almeida, A.S., Silver, W.L., Schwartz, N.B., Thomas, W.W., Toledo, M., Uriarte, M., de Sá Sampaio, E.V., van Breugel, M., van der Wal, H., Martins, S.V., Veloso, M.D.M., Vester, H.F.M., Vicentini, A., Vieira, I.C.G., Villa, P., Williamson, G.B., Zanini, K.J., Zimmerman, J., Poorter, L., 2019. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Sci. Adv.* 5, eaau3114. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aau3114>
- Saatchi, S.S., Harris, N.L., Brown, S., Lefsky, M., Mitchard, E.T.A., Salas, W., Zutta, B.R., Buermann, W., Lewis, S.L., Hagen, S., Petrova, S., White, L., Silman, M., Morel, A., 2011. Benchmark map of forest carbon stocks in tropical regions across three continents. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 9899–9904. <https://doi.org/10.1073/pnas.1019576108>
- Sen, Z., 2016. 2.8.1 Delaney, Varoni, and Thiessen Polygons, in: Sen, Z. (Ed.), *Spatial Modeling Principles in Earth Sciences*. Springer International Publishing, Cham, pp. 57-. https://doi.org/10.1007/978-3-319-41758-5_2
- Shapiro, A., Bernhard, K., Zenobi, S., Müller, D., aguilar-amuchastegui, N., Dannunzio, R., 2021. Proximate Causes of Forest Degradation in the Democratic Republic of the Congo Vary in Space and Time. *Front. Conserv. Sci.* 2. <https://doi.org/10.3389/fcosc.2021.690562>
- Slik, J.W.F., Paoli, G., McGuire, K., Amaral, I., Barroso, J., Bastian, M., Blanc, L., Bongers, F., Boundja, P., Clark, C., Collins, M., Dauby, G., Ding, Y., Doucet, J.-L., Eler, E., Ferreira, L., Forshed, O., Fredriksson, G., Gillet, J.-F., Harris, D., Leal, M., Laumonier, Y., Malhi, Y., Mansor, A., Martin, E., Miyamoto, K., Araujo-Murakami, A., Nagamasu, H., Nilus, R., Nurtjahya, E., Oliveira, Á., Onrizal, O., Parada-Gutierrez, A., Permana, A., Poorter, L., Poulsen, J., Ramirez-Angulo, H., Reitsma, J., Rovero, F., Rozak, A., Sheil, D., Silva-Espejo, J., Silveira, M., Spironelo, W., ter Steege, H., Stevart, T., Navarro-Aguilar, G.E., Sunderland, T., Suzuki, E., Tang, J., Theilade, I., van der Heijden, G., van Valkenburg, J., Van Do, T., Vilanova, E., Vos, V., Wich, S., Wöll, H., Yoneda, T., Zang, R., Zhang, M.-G., Zweifel, N., 2013. Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 22, 1261–1271. <https://doi.org/10.1111/geb.12092>
- Swamy, L., Drazen, E., Johnson, W.R., Bukoski, J.J., 2018. The future of tropical forests under the United Nations Sustainable Development Goals. *J. Sustain. For.* 37, 221–256. <https://doi.org/10.1080/10549811.2017.1416477>
- Tshonda, J.O., 2020. Tshopo: laborieuse construction politico-administrative coloniale muée en bastion du nationalisme congolais, Monographie des provinces de la République Démocratique du Congo. Musée royal de l’Afrique centrale.

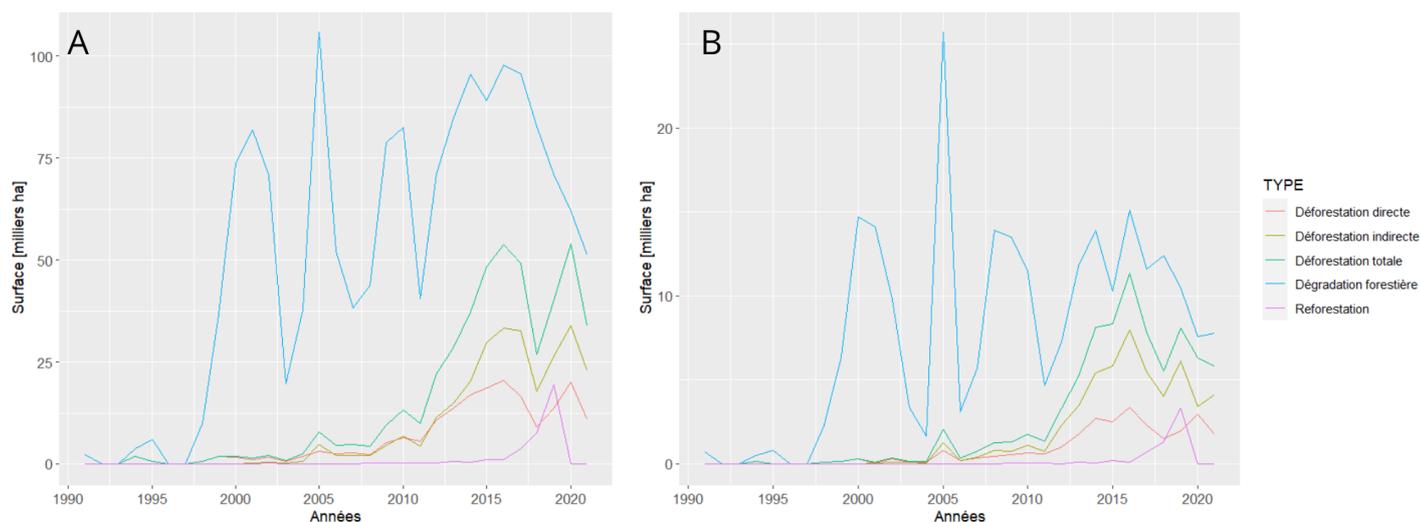
- Tyukavina, A., Hansen, M., Potapov, P., Parker, D., Okpa, C., Stehman, S., Kommareddy, I., Turubanova, S., 2018. Congo Basin forest loss dominated by increasing smallholder clearing. *Sci. Adv.* 4, eaat2993. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2993>
- United Nations, 2019. World Population Prospects - Population Division [WWW Document]. URL <https://population.un.org/wpp/Download/Probabilistic/Population/> (accessed 7.11.22).
- Van Wambeke, A., Evrard, C.-M., 1954. Carte des sols et de la végétation du Congo Belge, du Ruanda-Urundi. 6, Yangambi, planchette 1 : Weko A et B. INEAC, Bruxelles.
- Vancutsem, C., Achard, F., Pekel, J.-F., Vieilledent, G., Carboni, S., Simonetti, D., Gallego, J., Aragão, L.E.O.C., Nasi, R., 2021. Long-term (1990–2019) monitoring of forest cover changes in the humid tropics. *Sci. Adv.* 7, eabe1603. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abe1603>
- Vitteck, M., Brink, A., Donnay, F., Simonetti, D., Desclée, B., 2014. Land Cover Change Monitoring Using Landsat MSS/TM Satellite Image Data over West Africa between 1975 and 1990. *Remote Sens.* 6, 658–676. <https://doi.org/10.3390/rs6010658>
- Weiss, D.J., Nelson, A., Gibson, H.S., Temperley, W., Peedell, S., Lieber, A., Hancher, M., Poyart, E., Belchior, S., Fullman, N., Mappin, B., Dalrymple, U., Rozier, J., Lucas, T.C.D., Howes, R.E., Tusting, L.S., Kang, S.Y., Cameron, E., Bisanzio, D., Battle, K.E., Bhatt, S., Gething, P.W., 2018. A global map of travel time to cities to assess inequalities in accessibility in 2015. *Nature* 553, 333–336. <https://doi.org/10.1038/nature25181>
- White, F., 1983. The vegetation of Africa. *Nat. Resour. Res. UNESCO* 20.
- Woodcock, C.E., Allen, R., Anderson, M., Belward, A., Bindschadler, R., Cohen, W., Gao, F., Goward, S.N., Helder, D., Helmer, E., Nemani, R., Oreopoulos, L., Schott, J., Thenkabail, P.S., Vermote, E.F., Vogelmann, J., Wulder, M.A., Wynne, R., 2008. Free Access to Landsat Imagery. *Science* 320, 1011–1011. <https://doi.org/10.1126/science.320.5879.1011a>
- World Resources Institute, 2106. Atlas forestier de la République Démocratique du Congo - Cartes interactives [WWW Document]. URL <https://cod.forest-atlas.org/map> (accessed 8.4.22).
- Ziegler, S., Fa, J.E., Wohlfart, C., Streit, B., Jacob, S., Wegmann, M., 2016. Mapping Bushmeat Hunting Pressure in Central Africa. *Biotropica* 48, 405–412. <https://doi.org/10.1111/btp.12286>

7 ANNEXES

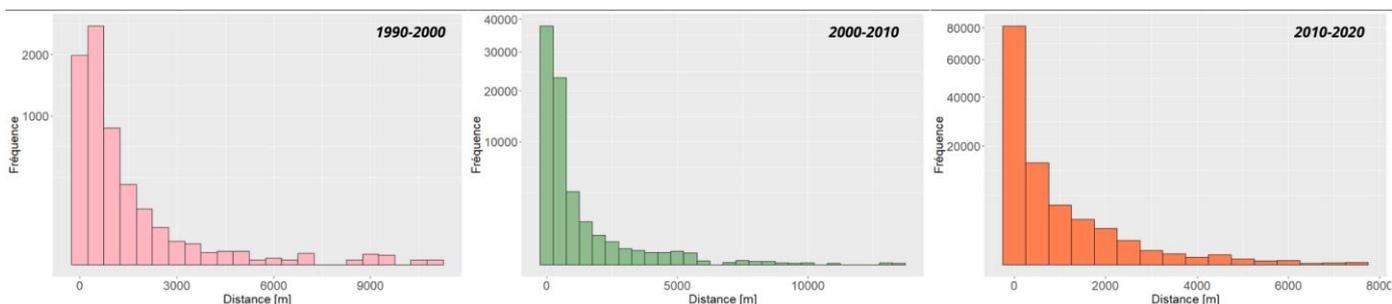
Annexe 1 – Liste des abréviations

- AVHRR : radiomètre avancé à très haute résolution
- ESA : Agence spatiale européenne
- FAO : Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture
- FTH : Forêt tropicale humide
- GEE : Google Earth Engine
- MERIS : spectromètre image à moyenne résolution
- Mha : millions d'hectares
- MODIS : spectromètre imageur modéré
- PFLN : produits forestiers non ligneux
- S1 : image Sentinel-1
- S2 : image Sentinel-2
- SAR : radar à synthèse d'ouverture
- SPOT : satellite pour l'observation de la terre
- RDC : République Démocratique du Congo

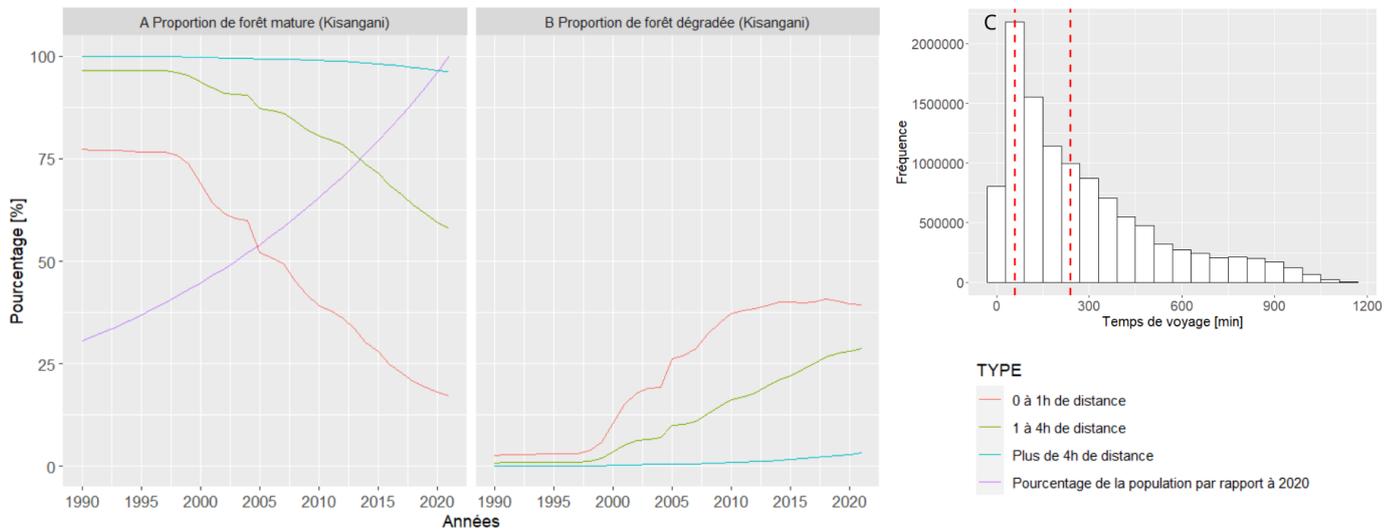
Annexe 2 – Evolution annuelle des surfaces de FTH dégradées, déforestées (directement, après dégradation et totales) et reforestées entre 1990-2021 dans (A) la province de la Tshopo et (B) la zone d'étude (Source : EC JRC (Vancutsem et al., 2021))



Annexe 3 – Distribution des perturbations forestières en fonction de leurs distances aux zones non-forestières dans la zone d'étude



Annexe 4 – (A) Évolution de la proportion de FTH mature en comparaison avec la croissance démographique (où la population vaut 100% en 2021 (Source : United Nations, 2019)) et (B) Évolution de la proportion de FTH dégradée dans la périphérie de Kisangani entre 1990 et 2021 pour trois classes de distance (0-1h, 1-4h et >4h) ; (C) Distribution des temps de trajet aux centres urbains en périphérie de la ville de Kisangani (avec les trois classes délimitées par les lignes rouges) (source : EC JRC (Vancutsem et al., 2021); Weiss et al., 2018)



Annexe 5 – Proportion des différentes classes d'occupation du sol en fonction de la distance à la ville de Kisangani et par rapport aux axes d'intérêt (Alibuku, Buta, Ituri, Lubutu et Yangambi) à une distance de (A) 1 km, (B) 2 km et (C) 10 km à la route

