



Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol et du couvert forestier dans les Hautes Terres Fraîches de Lubero (R.D. Congo)

Spatio-temporal dynamics of land use and forest cover in the Cool Highlands of Lubero (D.R. Congo)

KAMBALE NDAVARO N.^{1-2*}, DRAMANI R.², MULONDI K.G.¹, MUHINDO SAHANI W.¹, BIAOU S.S.H.² & NATTA K.A.²

Abstract: The forest landscape of the Cool Highlands of Lubero (D.R. Congo) is currently in a very severe state of degradation, due to various forms of land occupation. This study analyzes the spatio-temporal dynamics of land use and forest cover in the Cool Highlands of Lubero between 1987 and 2019. It is based on remote sensing estimates of forest cover reinforced field monitoring. By adopting the diachronic approach, the LANDSAT-4 TM images of August 07, 1987 and LANDSAT-8 OLI of July 14, 2019 were analyzed. This shows a regressive dynamic of forest cover with a loss of forests estimated at 70.4%, that is an annual deforestation rate of 2.2% in favor of the land use classes 'bare and built-up soils' and 'fields and fallows' which increased by 20.4% and 9% respectively. The anthropization rates calculated for 1987 and 2019 (0.74% and 2.54%, respectively) indicate a strong human imprint on the forest landscape over the thirty two years, guided by the search for agricultural land and dwellings that represent the main drives of deforestation in the Cool Highlands of Lubero.

Key words: Dynamic, deforestation, satellite images, anthropization, D.R. Congo.

Résumé : Le paysage forestier des Hautes Terres Fraîches de Lubero (R.D. Congo) se trouve actuellement dans un état de dégradation très poussée, dû à diverses formes d'occupation des terres. La présente étude fait une analyse de la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol et du couvert forestier dans les Hautes Terres Fraîches de Lubero entre 1987 et 2019. Elle est basée sur les estimations télédéteectées du couvert forestier renforcées par le contrôle terrain. En adoptant l'approche diachronique, les images LANDSAT-4 TM du 07 août 1987 et LANDSAT-8 OLI du 14 juillet 2019 ont été analysées. Il en ressort une dynamique régressive du couvert forestier avec une perte de forêts estimée à 70,4 % soit un taux annuel de déforestation de 2,2 % au profit des classes d'occupation du sol '*sols nus et bâtis*' et '*champs et jachères*' qui augmentent respectivement de 20,4 % et 9 %. Les taux d'anthropisation calculés pour 1987 et 2019 (0,74 % et 2,54 %, respectivement) indiquent une forte empreinte humaine sur le paysage forestier au cours de trente-deux ans, guidée par la recherche des terres agricoles et d'habitations qui représentent les principaux facteurs de déforestation dans les Hautes Terres Fraîches de Lubero.

Mots clés : Dynamique, déforestation, images satellitaires, anthropisation, R.D. Congo.

INTRODUCTION

Avec une perte annuelle nette de la superficie forestière estimée à 5,3 millions d'hectares, correspondant à 0,78 % de la superficie forestière mondiale, l'Afrique est le continent le plus affecté actuellement par la crise environnementale liée à la déforestation et à la dégradation forestière (AVAKOUDJO *et al.*, 2014 ; BAKEHE, 2020). Plusieurs travaux d'études estiment que la dégradation des paysages forestiers est due en grande partie aux activités anthropiques (MÉGEVAND *et al.*, 2013 ; SAMBIENI *et al.*, 2015 ; BWEYA *et al.*, 2019). Parmi ces activités, l'extension des surfaces cultivées, le surpâturage, les feux de végétation, l'exploitation des bois d'œuvre et la coupe de bois pour les besoins d'énergie domestique et la construction des maisons d'habitation et des pirogues viennent en tête (GILLET *et al.*, 2016 ; KYALE KOY *et al.*, 2019 ; AHONONGA *et al.*, 2021).

¹Université Catholique du Graben de Butembo (R.D.Congo), Laboratoire d'Ecologie, d'Etudes et de Recherches Forestières (LERF) / abbenortmarie@gmail.com, mulondigloire@gmail.com et sahaniwalerem@gmail.com

²Université de Parakou (Bénin), Laboratoire d'Ecologie, de Botanique et de Biologie végétale (LEB) / abbenortmarie@gmail.com, ramdand08@gmail.com, hbiaou@gmail.com et armand.natta@gmail.com

Au niveau régional du bassin du Congo, la République Démocratique du Congo (RDC) n'est pas exemptée de cette crise environnementale. En effet, les statistiques indiquent un taux de déforestation qui ne cesse de s'accroître, passant de 1,09 % entre les années 2000 et 2005 à 1,25 % entre les années 2005 et 2010 (OSFAC, 2010 ; LOKE LOBANGA *et al.*, 2021). Cette situation est particulièrement amplifiée et alarmante dans les Hautes Terres Fraîches de Lubero, situées au Nord-Est de la RDC. De nos jours, cette écorégion fait état d'une dynamique forestière régressive qui s'y observe de façon remarquable dans le temps et dans l'espace (VYAKUNO, 2006). En effet, les formations forestières qui s'étendaient sur la quasi-totalité des Hautes Terres Fraîches de Lubero (RDC) jusqu'au début du 20^{ème} siècle se présentent actuellement sous la forme de lambeaux constitués d'îlots forestiers dispersés çà et là dans le milieu (LEBRUN, 1947 ; VYAKUNO, 2006). Le paysage forestier a l'aspect d'une matrice paysagère composée de plusieurs taches qui sont les différentes formes d'occupation et/ou d'utilisation des terres de superficies variables (LANGUY *et al.*, 2006).

Cette dynamique des formes d'occupation et/ou d'utilisation des terres impacte négativement les services écosystémiques des forêts naturelles en affaiblissant l'habilité de celles-ci à fournir leurs biens et multiples services (WANG *et al.*, 2017 ; LANG & SONG, 2019). Elle entraîne, par ailleurs, plusieurs conséquences environnementales néfastes dont les plus remarquables sont la dégradation des sols, la perte d'habitat, l'érosion de la biodiversité et la sécheresse (AHONONGA *et al.*, 2020). De ce fait, une analyse de la dynamique forestière et des formes d'occupation et/ou d'utilisation des terres dans les Hautes Terres Fraîches de Lubero (RDC) est nécessaire pour pouvoir déterminer les zones affectées par la perte du couvert forestier et identifier les facteurs ou les causes de la déforestation et de la dégradation forestière dans cette écorégion (CHIARUCCI & PIOVESAN, 2019 ; AHONONGA *et al.*, 2020). Cette analyse se justifie aussi pour relever les différents agents de la déforestation et de la dégradation forestière (HAN *et al.*, 2004 ; AHONOGA *et al.*, 2020).

C'est dans ce contexte que s'inscrit la présente étude. Elle a pour objectif d'analyser la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol et du couvert forestier dans les Hautes Terres Fraîches de Lubero (RDC) pour la période 1987-2019. L'intérêt de cette étude est de l'ordre opérationnel. Elle sert à contribuer à l'évaluation et à la surveillance du couvert forestier afin d'élaborer les plans de leur gestion durable. Cela est d'autant plus pertinent que les formations forestières de l'écorégion étudiée ici représentent un véritable *hotspot* de biodiversité végétale (MYERS *et al.*, 2000) et que, par conséquent, elles devraient faire partie des écosystèmes prioritaires de conservation (PLUMPTRE *et al.*, 2017).

MILIEU D'ÉTUDE

L'étude a été menée dans les Hautes Terres Fraîches de Lubero situées dans le Territoire éponyme, en Province du Nord-Kivu, au Nord-Est de la RDC (Figure 1). Cette écorégion est comprise entre 29°04'26,4" et 29°28'51,6" de longitude Est et entre 0°04'26,4" latitude Nord et 0°32'49,2" latitude Sud.

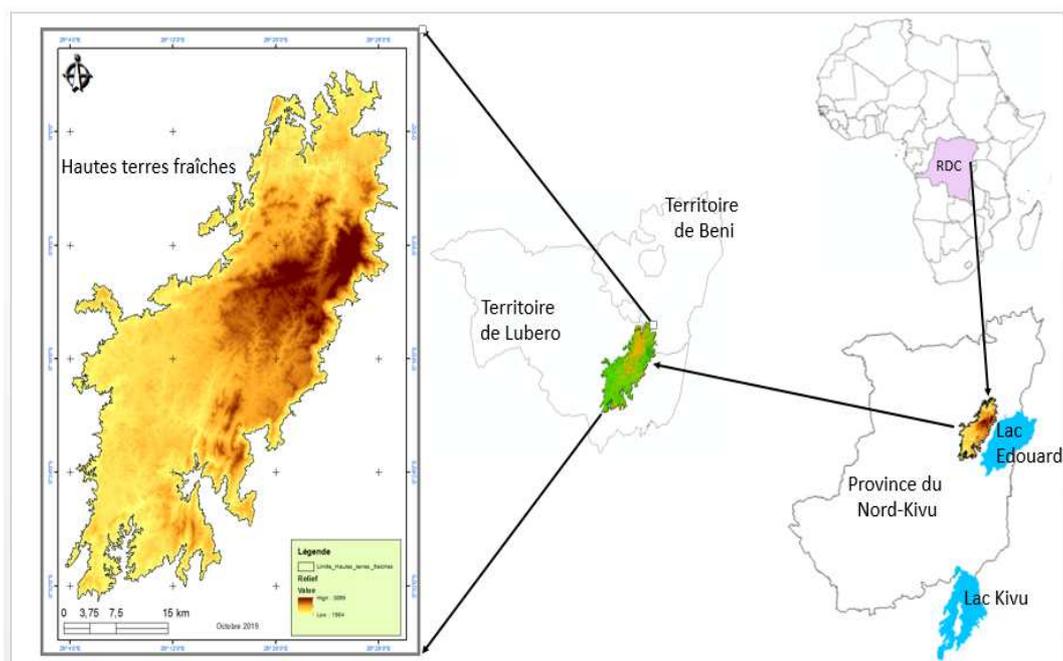


Figure 1 : Localisation de la zone d'étude.

Les Hautes Terres Fraîches de Lubero (RDC) constituent une écorégion particulière située entre 2000 et 3117 m d'altitude au sein du massif montagneux de Lubero. Elles sont marquées par un climat équatorial de montagne caractérisé par la fraîcheur. La moyenne de la température varie de 15 à 17° C, tandis que celle de la pluviométrie va de 1250 à 1330 mm (KASAY, 1988 ; VYAKUNO, 2006).

Les sols de la zone d'étude se répartissent en trois groupes principaux, à savoir : les kaolisols, les sols bruns tropicaux et les sols récents (PECROT & LEONARD, 1960 ; DUCHAUFOR, 1997 ; CAMPY & MACAIRE, 2003 ; VYAKUNO, 2006). Ces sols ont comme atout une forte épaisseur et comme contrainte une pauvreté chimique (VYAKUNO, 2006). La végétation est majoritairement constituée de « forêts de nuages » à *Podocarpus milanjanus*, *Aningeria adolfi-frederici*, *Erica* sp., *Sinarundinaria alpina*, *Macaranga neomildbraediana* et *Newtonia buchanani* (PECROT & LEONARD, 1960 ; VYAKUNO, 2006). Du point de vue phytogéographique, cela relève du domaine afro-montagnard (ROBYNS, 1948 ; LAMBINON & SERUSIAUX, 1983). Cette écorégion correspond à ce que WHITE (1979, 1983) a dénommé centre régional d'endémisme afro-montagnard.

MATERIELS ET METHODES

L'analyse de la dynamique des formes d'occupation et/ou d'utilisation du sol dans les Hautes Terres Fraîches de Lubero (RDC) entre 1987 et 2019 a été faite en recourant à la télédétection satellitaire et au Système d'Information Géographique (SIG) (STEINBERG, 2000). Dans ce cadre, l'approche diachronique (FAO, 1990 ; N'GUESSAN, 1993) a été adoptée pour la cartographie et le suivi local de cette dynamique. Au cours de cette démarche, sept étapes ont été successivement suivies :

Choix des données utilisées pour l'analyse

Parmi toutes les images satellitaires disponibles, celles du Satellite LANDSAT ont été retenues pour l'étude. Trois critères ont conduit au choix des images de ce satellite français. Le premier critère est la longue période d'observation des images LANDSAT qui permet d'avoir un recul temporel suffisant lorsqu'on cherche à définir et à comprendre les dynamiques d'occupation des sols (BOULOGNE, 2016). Le deuxième critère est la grande fauchée des images LANDSAT qui permet de couvrir une surface au sol de 34225 km² (185 x 185 km). Chaque pixel a une résolution spatiale de 30 m fois 30 m, ce qui permet de couvrir une surface de 900 m² (BOULOGNE, 2016). Cette dimension surcroît la capacité de discrimination des unités paysagères observées, considérablement suffisante dans le cadre des objectifs d'observations géo-environnementales (OSZWALD *et al.*, 2010). Le troisième critère est l'accès facile à ces images, favorisé par la gratuité de leur acquisition. Dans le cadre de la présente d'étude, les images LANDSAT à moyenne résolution spatiale (4 – 30 m) ont été utilisées.

Acquisition des images satellitaires LANDSAT et Radar

Les images satellites LANDSAT ont été acquises sur le site Earth Explorer (<http://earthexplorer.usgs.gov>) qui permet le téléchargement des données d'observation de la terre appartenant à l'US Geological Survey et à la NASA. Par ailleurs, ce site présente gratuitement une très grande collection d'images satellitaires d'archives, dont les images acquises par les différentes générations de satellites LANDSAT (du 23 juillet 1972 à nos jours) (KABONYI NZABANDORA *et al.*, 2011 ; BOULOGNE, 2016). Les images Radar (SRTM), indispensables pour les opérations de délimitation de la zone d'étude, ont été obtenues sur le site <http://dwtkns.com/srtm>.

Sélection des images satellitaires LANDSAT

De toutes les scènes LANDSAT acquises et inventoriées, couvrant le secteur d'étude, deux seulement ont été retenues dans la perspective d'analyser la dynamique de l'occupation du sol et du couvert forestier, dont l'une, de période ancienne (l'image LANDSAT-4 TM du 07 août 1987) et l'autre, de période plus récente (l'image LANDSAT-8 OLI du 14 juillet 2019).

Le choix porté sur ces deux images satellitaires a été dicté par deux critères : le premier critère est la clarté des faciès de ces images permettant d'en faire une interprétation facile et aisée. Le second critère est la disponibilité d'images dans le temps. En effet, les images exploitables couvrant le secteur d'étude n'ont été rendues disponibles qu'à partir de la fin des années 80. Avant cette date, peu d'images satellitaires étaient sur le site, et les quelques-unes qui pouvaient s'y trouver étaient inutilisables à cause de l'effet de la nébulosité agissant sur elles au moment de leur capture.

Traitement des images satellitaires LANDSAT

Toutes les deux images satellitaires sélectionnées pour l'étude avaient déjà subi un prétraitement avant leur mise en ligne sur le site de téléchargement (www.earthexplorer.com) par la compagnie LANDSAT Image. La délimitation du secteur d'étude a été réalisée sur base du Modèle Numérique de Terrain ou SRTM de 30 m de résolution spatiale dans QGIS 2.18.18 à partir de la courbe de niveau d'altitude 2000 m. Le découpage des images s'est fait sur base de la limite du milieu d'étude. Pour chacune des images, le masque a été créé automatiquement dans ENVI 4.6.1. Les compositions colorées ont été réalisées en vue d'une bonne identification des unités d'occupation des sols. Pour l'image LANDSAT-4 TM de 1987, la composition colorée a été rendu possible grâce aux bandes 5, 4 et 3. Tandis que pour l'image LANDSAT-8 OLI de 2019, les bandes 4, 3 et 2 ont été utilisées comme bande rouge, vert et bleu respectivement. Un filtre linéaire a, par la suite, été appliqué à chacune des images. Une interprétation des images satellitaires dans le logiciel ENVI 4.6.1., sur base des données recueillies sur le terrain, a été réalisée afin de mieux statuer sur la nature d'occupation du sol et sur le nombre possible de classes à définir dans la suite de l'interprétation.

Classification et cartographie des unités d'occupation du sol

Les données de cartographie de différentes unités d'occupation du sol ainsi que celles d'estimation des superficies correspondant à chacune de ces unités ont été obtenues à l'issue des analyses des deux images satellitaires sélectionnées pour l'étude. A cet effet, l'approche privilégiée pour le suivi de l'évolution de la couverture forestière a été la classification supervisée, basée sur l'utilisation d'échantillons observés sur le terrain (SPARFEL *et al.*, 2008 ; ROBIN *et al.*, 2010 ; WHITESIDE *et al.*, 2011 ; BOULOGNE, 2016). A l'aide du logiciel Definiens Professional v.5. et sur base des informations recueillies sur le terrain, des pixels ou des objets appartenant aux différentes classes thématiques que l'on souhaitait cartographier ont été identifiés sur les images LANDSAT-4 TM et LANDSAT-8 OLI. Ces éléments correspondaient à des zones d'entraînement qui ont permis à l'algorithme de classification de réaliser deux opérations successives : d'abord, créer des signatures spectrales contenant des informations statistiques sur les valeurs numériques des pixels/objets à l'intérieur de chaque classe et, ensuite, comparer, par maximum de vraisemblance (technique du plus proche voisin), chaque pixel/objet avec les signatures de référence, et les verser dans la classe dont il est le plus proche sur le plan statistique. Des régions d'intérêt (ROIs) ont été créées pour chaque thème sur base de la connaissance de la zone d'étude grâce aux coordonnées GPS prises sur le terrain et à l'analyse visuelle des images Googleearth à haute résolution spatiale.

La classification de l'image 2019 s'est faite sur base des données de terrain de la même année, alors que celle de l'image 1987 a été effectuée d'une façon rétrospective et déductive (à partir de la ressemblance spectrale des classes de l'image 2019), faute de ne pas disposer de données de terrain pour cette année. Au final, trois classes d'occupation du sol ont été retenues : (i) « forêt », (ii) « champs et jachères » et (iii) « sols nus et bâtis ». La limitation du nombre des classes à trois a été faite pour des raisons de précision car plus le nombre de classes est grand et plus les erreurs et les confusions entre classes s'intensifient (BOULOGNE, 2016). En outre, la difficulté de discerner certaines classes ayant la réflectance très proche a conduit à leur fusion en une seule classe. C'est ainsi que la forêt primaire, la forêt secondaire, la forêt de bambous et les plantations d'arbres forment une seule classe dite « forêt » ; les brûlis, les espaces labourés ou défrichés, les routes, les habitations forment également une seule classe dites complexe « sols nus et bâtis » ; les champs agricoles qui portent des cultures, les prairies et les jeunes jachères à fougères (*Pteridium aquilinum*) constituent ensemble la classe dite « champs et jachères ».

Validation de la classification : matrice de confusion et indice de Kappa

Aucune classification n'a de signification si elle n'est pas accompagnée d'une estimation numérique de sa qualité (MARECHAL, 2012). L'évaluation et la validation de la qualité de classification des images satellites ont été réalisées suivant deux procédés : la construction de la matrice de confusion et le calcul de l'indice de Kappa (K) (ABDEL-KAWY *et al.*, 2011 ; MAMA *et al.*, 2013). La matrice de confusion a été créée à l'aide du logiciel ENVI 4.6.1. par application de la fonction « confusion matrix ». Dans cette application, la matrice de confusion correspond au nombre d'individus (ou de pixels) bien classés, divisé par le nombre total d'individus (ou de pixels) (GIRARD & GIRARD, 2010). Cette matrice fournit également le coefficient de Kappa (K), qui est un indicateur permettant d'estimer la précision de la classification en tenant compte des erreurs en lignes et en colonnes, que ce soit de manière globale ou à l'échelle de chaque classe (BOULOGNE, 2016). Toutefois, afin de

confirmer les résultats du logiciel ENVI 4.6.1, la formule de LANDIS & KOCH (1977) a été utilisée pour calculer le coefficient de Kappa (K) :

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^l x_{ii} - \sum_{i=1}^l (x_{i+} * x_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^l (x_{i+} * x_{+i})}$$

Avec N : nombre total d'observations ; l : nombre de lignes et de colonnes de la matrice de confusion ; x_{ii} : nombre d'observations dans la ligne et colonne i ; x_{i+} : la somme marginale de la ligne i ; x_{+i} : la somme marginale de la colonne i . Le Kappa est considéré comme excellent quand il est supérieur à 0,81 ; bon entre 0,61 et 0,8 ; modéré entre 0,41 et 0,6 ; médiocre entre 0,21 et 0,4 ; mauvais entre 0 et 0,2 et très mauvais pour les valeurs négatives (LANDIS & KOCH, 1977).

Les traitements post-classification ont consisté en la conversion des images en fichiers de forme *shapefile* et leur importation dans le logiciel ArcGIS 9.3.1. L'importation de ces fichiers dans ce logiciel a permis l'édition des cartes d'occupation du sol légendées et la mise en évidence des différents changements opérés au niveau du système paysager entre 1987 et 2019 dans les Hautes Terres Fraîches de Lubero (RDC). Un GPS a servi pour la reconnaissance des classes d'occupation pendant le contrôle de vérité terrain (MAMA *et al.*, 2013).

Analyse de la dynamique spatio-temporelle du couvert forestier

Matrice de transition

Les deux images issues de la classification des groupes d'unités d'occupation du sol ont servi de matériels de base à la phase d'analyse de la dynamique observée au sein du couvert forestier. Pour décrire les changements d'utilisation des terres pendant la période allant de 1987 à 2019, la méthode de matrice de transition a été d'usage. Cette méthode, préconisée par SCHLAEPFER (2002), a consisté en la construction d'une matrice carrée qui a permis de mettre en évidence les différentes formes de conversion qu'ont subies les formations forestières des Hautes Terres entre 1987 et 2019. Le nombre X de lignes de la matrice indique le nombre de classes d'occupation du sol au temps t_0 (1987) ; le nombre Y de colonnes de la matrice est le nombre de classes d'occupation du sol converties au temps t_1 (2019) et la diagonale contient les superficies des formations forestières restées inchangées (OLOUKOI *et al.*, 2006 ; AYENA *et al.*, 2017). Le Tableau 1 présente les transformations qui se font des lignes vers les colonnes lors du calcul d'une matrice de transition.

Tableau 1. Modélisation du calcul d'une matrice de transition

Catégorie i au temps t_0	Catégorie j au temps t_1			Somme Eit0 des lignes
	Catégorie 1 (j=1)	Catégorie 1 (j=2)	Catégorie 1 (j=3)	
Catégorie 1 (i=1)	a(1,1)	a(1,2)	a(1,3)	$\sum a(1,j), j = 1,n$
Catégorie 1 (i=2)	a(2,1)	a(2,2)	a(2,3)	$\sum a(2,j), j = 1,n$
Catégorie 1 (i=3)	a(3,1)	a(3,2)	a(3,3)	$\sum a(3,j), j = 1,n$
Somme des Ejt1 des colonnes	$\sum a(i,1), i = 1,m$	$\sum a(i,2), i = 1,m$	$\sum a(i,3), i = 1,m$	$\sum \sum a(i,j), i = 1,m$

Sources : Adaptée de Sintondji *et al.* (2013) et d'Ayena *et al.* (2017)

Taux de déforestation annuel

Dans le cadre de cette étude, c'est la formule standardisée proposée par PUYRAVAUD (2003) qui a été utilisée pour calculer le taux de déforestation annuel. Dans le but de mener ultérieurement des actions concrètes pour faire face à la déforestation, le taux de déforestation annuel a été estimé également en fonction des quatre différentes chefferies administratives (Bamate, Batangi, Bashu et Baswagha) dont l'intersection spatiale constitue le secteur d'étude.

$$\theta = -\frac{1}{t_2 - t_1} \ln\left(\frac{A_2}{A_1}\right) * 100$$

Avec A_1 = superficie forestière de l'année initiale ; A_2 = superficie forestière de l'année finale ; t_1 = date d'acquisition exacte de l'image pour l'année initiale ; t_2 = date d'acquisition exacte de l'image pour l'année finale.

Taux d'anthropisation

Pour mesurer le taux d'anthropisation, c'est l'indice de perturbation écologique (U) qui a été utilisé (O'NEILL *et al.*, 1988). Il représente le rapport entre l'aire totale des classes dites anthropiques (dans le cadre de notre étude, il s'agit des champs et jachères et des sols dénudés et bâtis) dans le paysage et l'aire totale occupée par les classes naturelles ou jugées comme très faiblement anthropisées (ici, c'est la forêt). Lorsque $U > 1$, le paysage est dit perturbé. Les valeurs de cet indice obtenues pour la zone d'intersection des trois chefferies administratives du territoire de Lubero le secteur d'étude a permis d'arrêter le niveau de perturbation écologique atteint pendant les trente-deux dernières années (1987-2019).

Taux annuel d'expansion spatiale

Une analyse approfondie basée sur l'évaluation des changements intervenus au sein de chaque unité d'occupation des sols prise isolément fut faite à travers le calcul du taux moyen annuel d'expansion spatiale en adoptant la formule utilisée par BERNIER (1992) :

$$T = \frac{(\ln S_2 - \ln S_1)}{t \ln e} \times 100$$

Avec S_1 = la surface d'une classe d'unité de surface à la date t_1 ; S_2 = la superficie de la même classe d'unité de surface à la date t_2 ; \ln = le logarithme népérien ; t = le nombre d'années d'évolution ; e = la base des logarithmes népériens ($e = 2,71828$). Quand $T_c > 0$, progression ; $T_c < 0$, régression ; $T_c = 0$, stabilité.

RESULTATS

Dynamique d'occupation du sol et du couvert forestier entre 1987 et 2019

Les proportions relatives aux principales classes d'occupation du sol en 1987 et en 2019 dans l'écorégion des Hautes Terres Fraîches de Lubero (RDC) sont présentées sur la figure 2. Il ressort de cette figure qu'en 1987, la plus grande partie du paysage était occupée par la classe 'forêt' (57,7 %). La classe 'sols nus et bâtis' constituait la plus petite des classes d'occupation du sol (9,7 %). Entre les deux extrêmes des classes d'occupation du sol, se trouvait la classe 'champs et jachères' (32,6 %). En revanche, les résultats de la même figure 2 montrent qu'en 2019, c'est-à-dire 32 ans plus tard, la classe 'forêt' a constitué la plus petite des classes d'occupation du sol (28,3 %), tandis que le paysage agricole, représenté par la classe 'champs et jachères', a occupé la plus grande partie du paysage du secteur d'étude (41,6 %). Entre les deux classes se trouve la classe 'sols nus et bâtis', avec 30,1 % d'occupation du sol.

Les aspects paysagers de ces trois principales classes d'occupation du sol en 1987 et en 2019 sont présentés respectivement sur les cartes de la figure 3. La lecture de ces deux cartes montre une forte anthropisation du milieu entre 1987 et 2019, caractérisée essentiellement par la déforestation au bénéfice des activités agricoles (*champs et jachères, pâturage*) et de l'établissement humain (*sols nus et bâtis*). En effet, la classe 'forêt' est passée de 57,7 % en 1987 à 28,3 % en 2019. En revanche, les classes du paysage anthropisé ont connu une évolution progressive entre 1987 et 2019, avec un « gap » allant de 32,9 % en 1987 à 41,6 % en 2019, pour la classe 'champs et jachères', et de 9,7 % en 1987 à 30,1 % en 2019, pour la classe 'sols nus et bâtis'.

Les superficies occupées par les différentes classes d'occupation du sol sont de 811,7 km² (*forêt*), 464,7 km² (*champs et jachères*) et 136,7 km² (*sols nus et bâtis*) pour 1987, et de 398,4 km² (*forêt*), 589,1 km² (*champs et jachères*) et 425,6 km² (*sols nus et bâtis*), pour 2019 (Tableau 2).

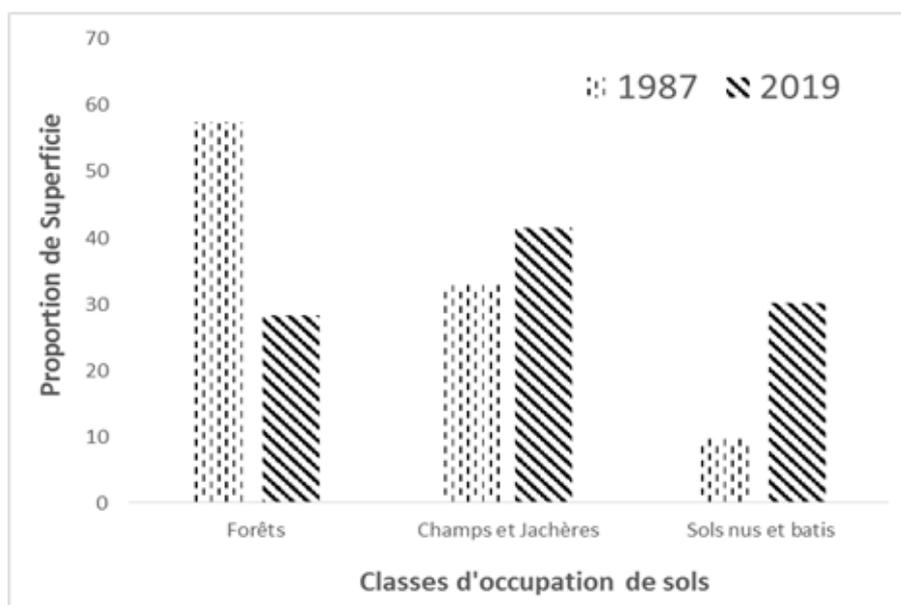


Figure 2 : Classes d'occupation du sol en 1987 et en 2019

Tableau 2. Valeurs des surfaces des classes d'occupation du sol en 1987 et en 2019

Classes d'occupation du sol	Surface en 1987 (km ²)	Surface en 2019 (km ²)
Forêt	811,7	398,4
Champs et jachères	464,7	589,1
Sols nus et bâtis	136,7	425,6

En 2019, les types d'occupation du sol liés aux activités humaines sont prédominants. Les espaces cultivés, les jachères et les pâturages artificiels sont répartis dans toute la zone. Par exemple, dans plusieurs localités, comme Kyondo, Luotu, Magherie, Masereka, Kipese, Lubango, Kitumbiro, Alimbongo et Kaseghe, les forêts naturelles sont très rares. Seuls quelques bosquets d'*Eucalyptus* spp. et de bambou (*Sinarundinaria alpina*) constituent le paysage forestier de ces localités. Pareillement, les 'sols nus et bâtis' sont remarquables presque dans toute la zone comme l'illustre la figure 4.

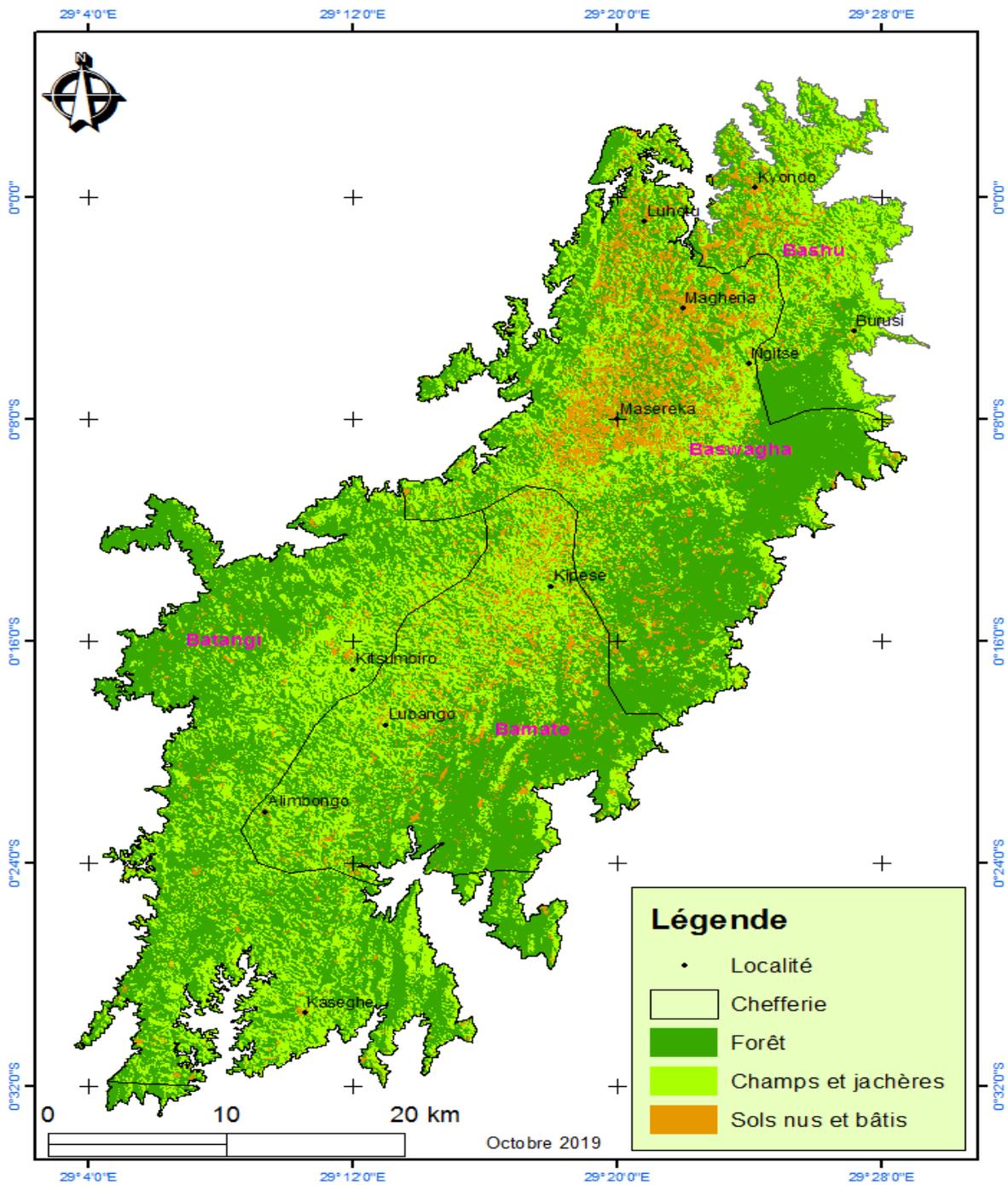


Figure 3 : Occupation du sol dans les Hauts Terres Fraîches de Lubero (RDC)

Page 8 : en 1987.

Page 9 : en 2019

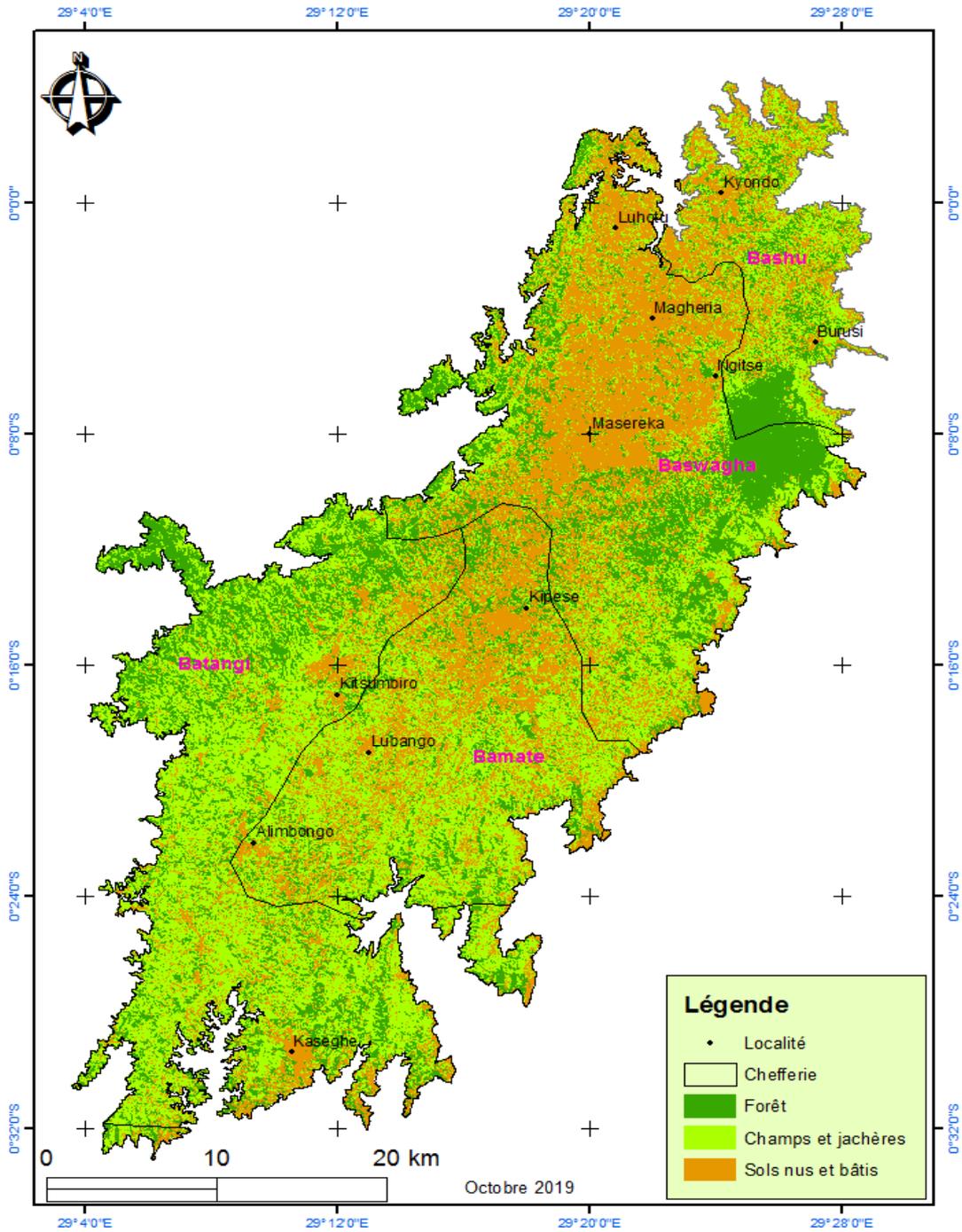




Figure 4 : Vue d'ensemble de l'occupation du sol du village de Magheria en 2019.
Clichés de Kambale Ndavaro. Octobre 2019.

Validation et évaluation de la classification

La matrice de confusion donne une précision globale de 97,3 % pour la classification de l'image LANDSAT-4 TM de 1987 et de 98,7 % pour celle de l'image LANDSAT-8 OLI de 2019. Les valeurs du coefficient de Kappa (K) obtenues pour la classification des images de 1987 et de 2019 sont présentées dans le Tableau 3.

Tableau 3. Coefficient de Kappa (K) de la classification des images LANDSAT-4 TM de 1987 et LANDSAT-8 OLI de 2019

Année	Indice de Kappa	Précision de la classification
1987	0,91	Excellente
2019	0,97	Excellente

Matrices de transition entre 1987 et 2019

Les matrices de transition (Tableaux 4 et 5) présentent les changements d'occupation du sol intervenus durant trente-deux ans (1987-2019) dans les Hautes Terres Fraîches de Lubero (RDC). Selon le cas, ces changements se traduisent par la diminution ou l'augmentation des surfaces occupées par chacune des trois différentes formes d'occupation du sol classifiées pour cette période.

Tableau 4. Matrice de transition de l'occupation du sol (en %) entre 1987 et 2019)

Année	Classes	1987			Total
		Forêts	Champs-jachères	Sols nus et bâtis	
2019	Forêt	23,4	3,9	1,0	28,3
	Champs-jachères	22,5	16,9	2,5	41,6
	Sols nus et bâtis	11,8	12,1	6,2	30,1
	Total	57,7	32,9	9,7	100,0

Tableau 5. Matrice de transition de l'occupation des sols (en km²) entre 1987 et 2019

Année	Classes	1987			Total
		Forêts	Champs-jachères	Sols nus et bâtis	
2019	Forêt	330,52	54,45	13,43	398,4
	Champs-jachères	314,14	239,46	35,46	589,06
	Sols nus et bâtis	167,00	170,82	87,78	425,60
	Total	811,66	464,73	136,67	1413,06

La lecture des tableaux 4 et 5 montre qu'en 1987, le paysage forestier couvrait 57,7 %, ce qui représente près de 811,66 km² de la surface totale de la zone d'étude. Trente-deux ans plus tard (en 2019), seulement 23,4 % soit 330,52 km² de la forêt sont restés intacts et que 22,2 % soit 314,14 km² ont été transformés en champs agricoles, prairies et jachères et 11,8 % soit 167 km² ont été convertis en sols nus et bâtis. Par ailleurs, au niveau du paysage agricole, 3,9 % soit 54,45 km² ont été reboisés, 16,9 % soit 239,46 km² sont restés intacts et 12,1 % soit 170,82 km² ont été convertis en sols nus et bâtis. Enfin, concernant la dynamique des sols nus et bâtis, 1 % soit 13,43 km² ont été transformés en forêts, 2,5 % soit 35,46 km² ont été convertis en champs et jachères et 6,2 % soit 87,78 km² sont restés intacts. Globalement, entre 1987 et 2019, la forêt a connu un recul de 29,1 % soit 413,26 km². Elle est passée de 811,66 km² à 398,4 km². Les champs, prairies et jachères ont augmenté d'environ 8,7 % soit 124,33 km². Ils sont passés de 464,73 km² à 589,06 km². Les sols nus et bâtis ont connu une augmentation de 20,4 % soit 288,93 km², en passant de 136,67 km² à 425,6 km².

Taux annuel de déforestation, Taux d'anthropisation et Taux Moyen Annuel d'Expansion Spatial (TMAES)

Le rythme de déforestation et de dégradation forestière est évalué à 2,2 % par an. Ce résultat montre qu'à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude, environ 70,4 % de forêts ont été soumis à un changement d'occupation du sol entre les années 1987 et 2019. La valeur du taux annuel de déforestation pour la période 1987-2019 est répartie entre les quatre chefferies des Hautes Terres dans le Tableau 6. Avec un taux annuel de déforestation de 4,4 %, la strate des forêts de la chefferie de Bamate est visiblement la plus touchée par la déforestation entre les années 1987 et 2019. Elle est suivie par la strate des forêts de la chefferie de Batangi, dont le taux annuel de déforestation est de 2,4 %. Les strates des forêts des chefferies de Bashu et de Baswagha semblent moins marquées par la déforestation, avec des taux annuels de déforestation de 0,3 % et 0,4 %, respectivement. Les valeurs du taux d'anthropisation que présente le tableau 6 indiquent qu'en 1987, le paysage était moyennement anthropisé ($U = 0,74$; < 1). En 2019, on obtient $U = 2,54$ pour ce même paysage. Cette valeur étant supérieure à 1, cela signifie qu'entre 1987 et 2019, le paysage a été fortement perturbé, car dominé par les formations anthropiques. Ceci est une menace croissante pour la conservation de la biodiversité dont le milieu

forestier regorge. Les résultats relatifs au Taux Moyen Annuel d'Expansion Spatiale de chaque classe d'occupation du sol montrent que le couvert forestier a diminué sensiblement pendant les trente-deux dernières années, alors que le paysage agricole (champs et jachères) et les sols nus et bâtis ont augmenté (Tableau 6). Les besoins en terre pour l'agriculture, les besoins en bois-énergie et les besoins en espace de construction (routes, habitations, écoles, etc.) justifient cette diminution du couvert forestier dans l'écorégion qui nous occupe.

Tableau 6. Taux annuel de déforestation, Taux d'anthropisation et Taux Moyen Annuel d'Expansion Spatial (TMAES)

Taux de déforestation	Chefferie	Taux annuel de déforestation	
	Bamate	4,4 %	
	Batangi	2,4 %	
	Bashu	0,3 %	
	Baswagha	0,4 %	
Taux d'anthropisation	Classes d'occupation des sols	Surface en 1987 (km ²)	Surface en 2019 (km ²)
	Forêts	811,7	398,4
	Champs et jachères/sols nus et bâtis	601,4	1014,7
	Taux d'anthropisation (en %)	U=0,74	U=2,54
Taux Moyen Annuel d'Expansion Spatial (TMAES)	Classes d'occupation des sols	TMAE entre 1987 et 2019	
	Forêts	-2,2 %	
	Champs et jachères	0,7 %	
	Sols nus et bâtis	3,5 %	

DISCUSSION

Analyse de l'appréciation de la classification des images satellitaires

La classification de tous les pixels correspond avec leur thème d'origine (Tableau 3) donnant une bonne précision, indicatrice d'une bonne classification si on se réfère à l'échelle de KABBA & LI (2011), ainsi qu'à celle de LANDIS & KOCH (1977). Le couplage des données de terrain aux images satellitaires LANDSAT pour la classification est probablement source de cette finesse observée dans la précisions (TREPANIER *et al.*, 2002 ; MAMA *et al.*, 2013). Suivant l'échelle qualitative de classification de LANDIS & KOCH (1977), l'indice de Kappa (*K*) se révèle un meilleur indicateur d'une excellente classification. Dans le présent cas de figure, les valeurs de cet indice dépassent largement les limites du seuil acceptable (0,50 à 0,75) pour une bonne classification des images satellitaires définies par PONTIUS (2000).

Toutefois, il sied de noter que l'importance relative à l'indice de Kappa (*K*) dans la validation des classifications des formes d'occupation du sol a fait l'objet de critiques acerbes émises par de nombreux auteurs (TURK, 2002 ; JUNG, 2003 ; DI EUGENIO & GLASS, 2004 ; ALLOUCHE *et al.*, 2006 ; FOODY, 2008). CONGALTON & GREEN (2009), bien qu'ayant accepté certaines de ces critiques, estiment que Kappa (*K*) doit toujours être considéré comme une mesure importante et vitale d'évaluation de la précision des classifications des formes d'occupation des terres. En effet, les critiques portées contre Kappa (*K*) relèvent du manque d'information sur les proportions correctes de la classification ; PONTIUS & MILLONES (2011) posent la grosse interrogation sur la confiance à accorder à cette méthode d'appréciation de la classification. C'est dans ce sens que VAN VLIET *et al.* (2011) préconisent l'utilisation de *K Simulation* qu'ils estiment être la statistique appropriée à tester les modèles dans leur capacité à expliquer les changements d'utilisation des terres au fil du temps, et qui, contrairement à la statistique Kappa (*K*), ne gonfle pas les résultats pour les simulations où peu de changements ont lieu au fil du temps.

Variation de l'occupation du sol et de la couverture forestière

Les cartes de la figure 3 ont permis d'évaluer la dynamique de l'occupation du sol et du couvert forestier sur l'ensemble des Hautes Terres Fraîches de Lubero (RDC) entre 1987 et 2019, avec des marges d'erreur statistiquement acceptables (MARECHAL, 2012). Une dégradation forestière plus élevée et des changements d'occupation du sol qui se sont produits dans cette écorégion sur un recul temporel de trente-deux ans ont été mis en évidence. En effet, après trente-deux ans, environ 70,4 % des surfaces couvertes de forêts ont été soumises à des changements d'occupation du sol à travers les perturbations liées principalement aux activités humaines, notamment les champs, les jachères, les prairies artificielles et les sols nus et bâtis. Cette estimation est largement supérieure à celle rapportée par BOULOGNE (2016), dans le cadre d'une étude similaire dans la forêt de Ranomafana à Madagascar sur une période de 24 ans (1989-2013), qui montre une régression du paysage forestier de l'ordre de 15 % par rapport aux surfaces non couvertes de forêts. Les changements d'occupation des sols observés sur les deux cartes d'images LANDSAT (1987 et 2019) confirment bien les résultats de JUDEX (2008) qui mettent en évidence l'effet des activités humaines sur la dégradation quasi totale des paysages forestiers du centre du Bénin. Par ailleurs, plusieurs investigations sur la dynamique des milieux forestiers en zones tropicales font également état des régressions continues des forêts au profit d'autres types d'occupation du sol, essentiellement liés aux activités humaines (KABONYI NZABANDORA *et al.*, 2011 ; MARECHAL, 2012 ; MAMA *et al.*, 2013 ; KATEMBERA CIZA *et al.*, 2015 ; BIAOU *et al.*, 2019 ; BWEYA *et al.*, 2019 ; KYALE *et al.*, 2019).

Sur la carte de l'occupation du sol de 2019 (Figure 3b), le seul endroit de forte densité de forêt naturelle est la partie Nord-Est des Hautes Terres, précisément le mont Tshiavirimu. Cela peut s'expliquer en partie par l'importance des restrictions d'accès aux ressources forestières de cette montagne, reconnue actuellement comme un site protégé abritant les gorilles de montagne (*Gorilla gorilla rex pygmaerum*) et qui s'insère entièrement dans le Parc National des Virunga (PNVi), classé comme patrimoine mondial en danger par l'UNESCO depuis 1979 (HABIYAREMYE & RUREMESH, 2020). C'est également le mont Tshiavirimu qui abrite aujourd'hui le plus grand nombre des bosquets de bambous (*Sinarundinaria alpina*) dont les jeunes pousses servent à alimenter les gorilles de montagne (*Gorilla gorilla rex pygmaerum*) pendant les saisons des pluies (SCHEIL *et al.*, 2012). La présentation du couvert forestier actuel laisse supposer que le mont Tshiavirimu est le noyau des réserves résiduelles. En effet, on constate que plus on s'éloigne des limites de cette montagne et plus la densité du couvert forestier diminue. Les mêmes observations d'une tendance à la baisse des couverts forestiers en périphérie des aires protégées ont été faites par BOULOGNE (2016) à Madagascar. Ce constat vient confirmer les conclusions tirées par IFN (2007), selon lesquelles la facilité de pénétration dans différents milieux forestiers par les populations d'agriculteurs et d'éleveurs explique la vulnérabilité de ces écosystèmes forestiers à l'anthropisation.

Les résultats d'occupation du sol (Figure 3) montrent que la classe '*sols nus et bâtis*' est davantage représentée dans une même zone qui s'étend, *mutatis mutandis*, de Kyondo à Kipese, en passant par Luotu, Magheria et Masereka. Cela serait dû au fait que la période de la prise des images LANDSAT correspondant à ces deux cartes d'occupation du sol a coïncidé avec la grande saison culturale de cette partie des Hautes Terres Fraîches de Lubero (RDC) qui va de juillet à novembre (KUJIRAKWINJA *et al.*, 2007). De ce fait, l'aspect que présente cette classe '*sols nus et bâtis*' résulterait des labours et des brûlis effectués au mois d'août 1987, pour l'image LANDSAT-4 TM de 1987, et au mois de juillet 2019, pour l'image LANDSAT-8 OLI de 2019. En effet, comme le montre BOULOGNE (2016), en fonction des saisons culturales, certains endroits de la classe '*champs et jachères*' sont spectralement différents alors que la zone n'a pas forcément connu de perturbations écologiques majeures. Toutefois, ces résultats sont à prendre avec un certain recul dans le détail, car il faut souligner également que c'est cette zone qui a connu le plus important établissement humain ayant conduit à la création de plusieurs routes, maisons d'habitation, structures scolaires, sanitaires et religieuses (VYAKUNO, 2006). D'ailleurs, cela est bien corroboré par les résultats fournis par la matrice de transition (Tableaux 4 et 5) qui montrent une augmentation plus importante de la classe '*sols nus et bâtis*' (20,4 %) par rapport à la classe '*champs et jachères*' (8,7 %). Ainsi, la plus grande partie de la classe '*sols nus et bâtis*' serait en réalité attribuable à l'extension des surfaces d'habitations plus qu'à celle des champs labourés et brûlés pendant les saisons culturales d'août 1987 et de juillet 2019.

Indices de structure spatiale du paysage

Le taux de déforestation annuelle a été estimé à 2,2 %. Cette estimation est presque comparable au taux de 2,7 % obtenu par BWEYA *et al.* (2019) pour le paysage forestier de la région de Beni, entre 1995 et 2018, limitrophe du territoire de Lubero. Cependant, ce taux est largement supérieur à celui de 0,13 % observé par KATEMBERA CIZA *et al.* (2015) dans la région d'Isangi, toujours en RDC, entre 2002 et 2010. Il est également supérieur à la moyenne nationale de la RDC qui oscillait entre 0,2 et 0,3 % pour la période allant de

1985 à 2011 (GTCR, 2012). Ce taux suppose donc que la déforestation est très criarde dans cette région du pays. Il correspond, en effet, à celui des paysages forestiers soumis aux changements fréquents et rapides dont le taux de déforestation annuel varie entre 0,6% et 2,3% (ACHARD, 1998).

Les taux d'anthropisation de la zone d'étude entre 1987 et 2019 (Tableau 6) révèlent des grandes perturbations écologiques survenues au cours de trente-deux ans. Ils confirment la thèse de VYAKUNO (2006) qui démontre que les Hautes Terres Fraîches de Lubero constituent l'une des régions de la RDC marquées par les plus fortes intensités de pression anthropique. En effet, selon cet auteur, la pression anthropique s'exerce sur tout le milieu physique de cette écorégion, en l'occurrence sur les sols et sur le couvert forestier. D'autre part, ces taux s'accordent avec le seuil défini par BOULOGNE (2016) pour l'indice de surface anthropisée des zones forestières tropicales. En effet, selon la grille d'appréciation de cet auteur, l'état actuel des Hautes Terres Fraîches correspond aux zones anthropisées (indice de surface anthropisé $\geq 0,9$). Plusieurs auteurs tels que BIAOU *et al.* (2019), DIALLO *et al.* (2011), BAMBA *et al.* (2008) et N'GUESSAN *et al.* (2006) respectivement au Bénin, au Mali, en RDC et en Côte d'Ivoire, soulignent également l'effet de l'anthropisation sur la dynamique des paysages forestiers qui se caractérise par des changements de classes d'occupation du sol résultant de la déforestation en faveur des pratiques agricoles et des agglomérations.

Les taux moyens annuels d'expansion spatiale relatifs aux différentes classes d'occupation des sols entre 1987 et 2019 (Tableau 6) expliquent les résultats des matrices de transition (Tableaux 4 et 5) en montrant que pendant toute cette période, la classe complexe '*sols nus et bâtis*' a connu une très grande expansion au détriment de la classe '*forêt*' qui a enregistré une régression très significative. En effet, les besoins accrus d'extension des surfaces d'habitation et de production agricole ainsi que ceux en bois de feu et de construction des maisons et des clôtures pourraient expliquer cette diminution sensible du couvert forestier des Hautes Terres (VYAKUNO, 2006).

Les résultats de tous les indices écologiques calculés révèlent une forte anthropisation du paysage étudié. Bien des auteurs (LAMBIN *et al.*, 2001 ; JUDEX, 2008 ; MAMA *et al.*, 2013 ; BWEYA *et al.*, 2019) indiquent que la plupart des régressions des milieux forestiers sont liées aux activités humaines. Ainsi, il convient de souligner la part considérable de l'effet de l'explosion démographique sur les dynamiques paysagères survenues dans l'écorégion des Hautes Terres entre 1987 et 2019. En effet, l'augmentation des superficies des classes complexes '*champs et jachères*' et '*sols nus et bâtis*' au détriment de la classe '*forêt*' est indicatrice de la pression exercée par la démographie et l'augmentation de la demande de produits agricoles (MÉGEVAND *et al.*, 2013 ; KATEMBERA CIZA *et al.*, 2015). En outre, plusieurs investigations dans la région du Kivu montagnard démontrent que depuis les années 1980, les Hautes Terres de Lubero se sont rapidement anthropisées par l'établissement humain ; la croissance démographique exponentielle régionale conduisant à une déforestation pour satisfaire les besoins des populations locales (KASAY, 1988 ; VYAKUNO, 2006 ; KUJIRAKWINJA *et al.*, 2007).

CONCLUSIONS

La présente étude a cherché à suivre globalement la dynamique de l'occupation du sol et du couvert forestier sur l'ensemble des Hautes Terres Fraîches de Lubero (RDC) entre 1987 et 2019. Il s'est observé une dégradation importante marquée par des multiples changements d'occupation des sols allant du stade des forêts à celui des champs cultivés et jachères et des sols dénudés et bâtis. Dès lors, il s'avère évident que l'homme est le protagoniste identifié responsable de ces changements écosystémiques. Par ailleurs, les facteurs ou déterminants directs de la destruction du couvert forestier dans l'écorégion sont les activités anthropiques entraînant la conversion des espaces boisés en d'autres formes d'utilisation des terres, notamment les champs, les jachères, les pâturages et les agglomérations. C'est pourquoi, toute action stratégique visant la restauration durable de l'écosystème forestier des Hautes Terres de Lubero, en vue de la conservation de sa biodiversité, qui est en péril, devra nécessairement impliquer l'homme agissant sur les ressources naturelles en prenant en compte, entre autres, ses perceptions des menaces sur le couvert forestier ainsi que des différentes formes d'usages qu'il fait des ressources forestières.

REMERCIEMENTS

Cette recherche a été réalisée grâce à l'appui financier de Son Excellence Monseigneur SIKULI PALUKU Melchisédech, Evêque du diocèse de Butembo-Beni (RDC). Les auteurs le remercient vivement et lui expriment leur considération respectueuse. Ils remercient également le Dr. Abbé Ignace MUMBERE MATSUNGU, pour avoir facilité l'obtention des documents administratifs des missions de terrain, et l'Abbé Patrick MBUSA NYANDOTO, pour avoir rendu disponible le moyen matériel de mobilité sur le terrain. Enfin, les auteurs expriment leur dette de reconnaissance envers les Abbés des paroisses Lubero, Lughutu, Magheria, Masereka, Kipese et Lubango, pour l'aide apportée aux membres de l'équipe chargée du contrôle de la vérité de terrain.

REFERENCES

- ABDEL-KAWY, O.R., ROD, J.K., ISMAIL, H. A. & SULIMAN, A. S., 2011. Land use and land cover change detection in the western Nile delta of Egypt using remote sensing data. *Applied Geography*, 31: 483-494.
- ACHARD, F. (Ed.), 1998. *Identification of deforestation hot spot areas in the humid tropics*. FAO, Rome. 87 p.
- AHONONGA, F.C., GOUWAKINNOU, G.N., BIAOU, S.S.H., AHOANDJINO, O., BIAOU, S. & SONOUNAMETO, R.C., 2020. Facteurs d'affectation des terres et effets sur les services écosystémiques et la biodiversité : Synthèse bibliographique. *Bulletin de la Recherche Agronomique du Bénin (BRAB)*, 30 (2) : 51-63.
- ALLOUCHE, O., TSOAR, A. & KADMON, R., 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology*, 43 : 1223–1232.
- AVAKOUDJO, J., MAMA, A., TOKO, I., KINDOMIHO, V. & SINSIN, B., 2014. Dynamique de l'occupation du sol dans le Parc National du W et sa périphérie au Nord-Ouest du Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 8 (6): 2608-2625.
- AYENA, A.A., TONTIN, S.V.H., AMOUSSOU, E. & VISSIN, W.E., 2017. Impact de la dynamique de l'occupation du sol sur les berges dans la vallée du fleuve Niger au Bénin. *Rev. Ivoir. Sci. Technol.*, 29 : 119-135.
- BAKEHE, P.N., 2020. L'accès à l'électricité : une solution pour réduire la déforestation en Afrique? *Revue Africaine de développement*, 32 (3) : 338-348.
- BAMBA, I., MAMA, A., NEUBA, D.F., KOFFI, K.J., TRAORE, D., VISSER, M., SINSIN, B., LEJOLY, J. & BOGAERT, J., 2008. Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas-Congo (R.D. Congo). *Sciences & Nature*, 5 (1) : 49-60.
- BERNIER, B., 1992. *Introduction à la macroéconomie*. Dunod, Paris, 217 p.
- BIAOU, S., HOUETO, O.F., GOUWAKINNOU, G.N., BIAOU, S.S.H., AWESSOU, B., TOVIHESSE, S.M. & TETE, R., 2019. Dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol de la forêt classée de Ouénou-Bénou au Nord Bénin. In : OSFACO (Ed.). *Des images satellites pour la gestion durable des territoires en Afrique*. Conférence OSFACO, mars 2019, Cotonou, Bénin. fhal-02189367f.
- BOULOGNE, M., 2016. *Vulnérabilité des paysages forestiers dans le parc de Ranomafana (Madagascar) : dynamiques environnementales et trajectoires agroforestières*. Environnement et Société. Thèse de Doctorat, Université de Grenoble Alpes, France, 270 p.
- BWEYA, M.N., MUSAVANDALO, M.C. & SAHANI, M., 2019. Analyse de la dynamique spatio-temporelle du paysage forestier de la région de Beni (Nord-Kivu, RDC). *Geo-Eco-Trop.*, 43 (1) : 171-184.
- CAMPY, M. & MACAIRE, J.-J. 2003. *Géologie de la surface. Erosion, transfert et stockage dans les environnements continentaux*. 2ème éd. Dunod, Paris, 440 p.
- CHIARUCCI, A., & PIOVESAN, G., 2019. Need for a global map of forest naturalness for a sustainable future. *Conservation Biology*, 34(2) : 368-372.
- CONGALTON, R.G. & GREEN, K., 2009. *Assessing the Accuracy of Remotely Sensed Data: Principles and Practices*. 2nd Edition, Lewis Publishers, Boca Raton, 208 p.
- DI EUGENIO, B. & GLASS, M., 2004. The kappa statistic: a second look. *Computational LINGUISTICS*, 30 : 95-101.
- DIALLO, H., BAMBA, I., BARIMA, Y.S.S., VISSER, M., BALLO, A., MAMA, A., VRANKEN, I., MAIGA, M. & BOGAERT, J., 2011. Effets combinés du climat et des pressions anthropiques sur la dynamique évolutive de la dégradation d'une aire protégée du Mali (la Réserve de Fina, Boucle du Baoulé). *Sécheresse*, 22 : 97-107.
- DUCHAUFOR, P. 1997. *Abrégé de pédologie. Sol, végétation, environnement*. 5ème éd. Paris : Masson, 1997. 291 p.
- FAO, 1990. *Méthode d'évaluation : manuel de procédure pour l'interprétation et la compilation des données satellitaires haute résolution pour l'évaluation de l'état de la couverture forestière et des changements*. FAO, Rome, 33 p.
- FOODY, G.M., 2008. Harshness in image classification accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 29 : 3137-3158.
- GILLET, P., VERMEULEN, C., FEINTRENIE, L., DESSARD, H. & GARCIA, C., 2016. Quelles sont les causes de la déforestation dans le bassin du Congo ? Synthèse bibliographique et étude de cas. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 20 (2) : 183-194.
- GIRARD, M.-CL. & GIRARD, C. M., 2010. *Traitement des données de télédétection : environnement et ressources naturelles*. Dunod, Paris, 553 p.
- GTCR, 2012. *Etude qualitative sur les causes de la déforestation et de la dégradation des forêts en République Démocratique du Congo*. GTCR, Kinshasa, RD Congo, 165 p.

- HABIYAREMYE, M.F. & RUREMESHA, K.S., 2020. Environnement et piliers endogènes de la valorisation de la biodiversité dans les secteurs sud et centre du parc national des Virunga, RD Congo. *Geo-Eco-Trop.*, 44 (1) : 15-41.
- HAN, K.S., CHAMPEAUX, J.L. & ROUJEAN, 2004. A land cover classification product over France at 1 km resolution using Spot4/Vegetation data. *Remote Sensing of Environment*, 92(1): 52-66.
- IFN, 2007. *Rapport d'exécution de l'Inventaire Forestier National (IFN), Projet Bois de Feu, phase II*. Ministère de l'Environnement et de la Protection de la Nature, Cotonou, Bénin, 41 p.
- JUDEX, M., 2008. *Modelling of the land use dynamics in central Benin with the Xulu framework*. Thèse de Doctorat, Université de Bonn, Allemagne, 130 p.
- JUNG, H.W., 2003. Evaluating interrater agreement in SPICE-based assessments. *Computer Standards and Interfaces*, 25 : 477-499.
- KABBA, S.T.V. & LI, J., 2011. Analysis of land use and land cover changes, and their ecological implication in Wuhan, China. *Journal of Geography and Geology*, 3 : 104-118.
- KABONYI NZABANDORA, C., SALMON, M. & ROCHE, E., 2011. Le Parc National de Kahuzi-Biega (R.D. Congo), patrimoine en péril ? Le secteur « Haute Altitude », situation et perspective. *Geo-Eco-Trop.*, 35 : 1-8.
- KASAY, K. L. L., 1988. *Dynamique démo-géographique et mise en valeur de l'espace en milieu équatorial d'altitude : Cas du pays Nande au Kivu septentrional, Zaïre*. Thèse de doctorat, Université de Lumbubashi, R.D. Congo, 404 p.
- KATEMERA CIZA, S., MIKWA, J.F., CIRHUZA MALEKEZI, A., GOND, V. & BOYEMBA BOSELA, F., 2015. Identification des moteurs de déforestation dans la région d'Isangi, République Démocratique du Congo. *Bois & Forêts des Tropiques*, 324 (2) : 29-38.
- KUJIRAKWINJA, D., BASHONGA, G. & PLUMPTRE, A., 2007. *Etude socio-économique de la zone Nord-Ouest du Parc National des Virunga (région de Lubero-Butembo-Beni)*. Programme de renforcement des capacités de gestion de l'ICCN et appui à la réhabilitation d'aires protégées en RDC. Feuille technique n°2. WWF, WCS, ICCN, Kinshasa, R.D. Congo, 62 p.
- KYALE KOY, J., WARDELL, MIKWA, J.F., KABUANGA, J.M., MONGA NGONGA, A., MAINDO, O.J. & DOUMENGE, C., 2019. Dynamique de la déforestation dans la Réserve de biosphère de Yangambi (République démocratique du Congo) : variabilité spatiale et temporelle au cours des 30 dernières années. *Bois et Forêts des Tropiques*, 341 : 15-28.
- LAMBIN, E.F., TURNER, B.L., GEIST, H., AGBOLA, S.B., ANGELSEN, A., BRUCE, J.W., COOMES, O., DIRZO, R., FISCHER, G., FOLKE, C., GEORGE, P.S., HOMEWOOD, K., IMBERNON, J., LEEMANS, R., LI X., MORAN, E.F., MORTIMORE, M., RAMAKRISHNAN, P.S., RICHARDS, J.F., SKANES, H., STEFAN, W., STONE, G.D., SVEDIN, U., VELKAMP, T., VOGEL, C. & XU, J., 2001. The causes of land-use land cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11 : 261-169.
- LAMBINON, J. & SERUSIAUX, E., 1983. Contribution à l'étude des lichens du Kivu (Zaire), du Rwanda et du Burundi. VII. Approche écogéographique de la flore et de la végétation lichéniques dans l'est de l'Afrique centrale. *Bothalia*, 14 (3-4) : 533-538.
- LANDIS, J. T. & KOCH, G.G., 1977. The Measurement of Observer Agreement for Categorical Data. *Biometrics*, 33 : 159-174.
- LANG, Y. & SONG, W., 2019: Quantifying and mapping the responses of selected ecosystem services to projected land use changes. *Ecological Indicators*, 102: 186-198.
- LANGUY, M., DE WASSEIGE, C., DESCLEE, B., DUVEILLER BOGDAN, G. & LAIME, S., 2006. Changements d'occupation du sol en périphérie du Parc National des Virunga. In : LANGUY, M. & DE MERODE, E. (Eds). *Parc national des Virunga : survie du premier parc d'Afrique*, Racine Lannoo, Tielt, Belgique, 153-163.
- LEBRUN, J. 1947. *La végétation de la plaine alluviale au Sud du lac Edouard*. Institut des Parcs Nationaux du Congo belge, Bruxelles, 467 p.
- LOKE LOBANGA, E., BOYEMBA BOSELA, F., LITUKA LOFUMBU, G., BOSUANDOLE BOLILA, I., NDJELE MPAPA MWABI, J. & KATEMBO MUKIRANIA, J., 2021. Étude comparée de l'évaluation du taux de déforestation dans les forêts du secteur forestier central de la République Démocratique du Congo. *Afrique SCIENCE*, 19(3) : 28-41.
- MAMA, A., SINSIN, B., DE CANNIERE, C. & BOGAERT, J., 2013. Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin. *TROPICULTURA*, 31 (1) : 78-88.
- MARECHAL, 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*. Mémoire de Master. Université de Liège, Belgique, 76 p.
- MÉGEVAND, C., MOSNIER, A., HOURTICQ, J., SANDERS, K., DOETINCHEM, N. & STRECK, C., 2013. *Dynamique de la déforestation dans le bassin du Congo. Réconcilier la croissance économique et la*

- protection de la forêt*. Washington, DC : Banque Mondiale (Environnement et développement durable), 179 p.
- MYERS, N., MITTERMEIER, R.A., MITTERMEIER, C.G., FONSECA, G.A.B. & KENT, J., 2000. Points chauds de la biodiversité pour la conservation. *La nature*, 403 : 853-858.
- N'GUESSAN, E., 1993. Suivi par télédétection spatiale d'une forêt tropicale humide soumise à des pressions agricoles. In : AUPEF-UREF (Ed.). *Télédétection et cartographie*, AUPEF-UREF, Civilisations, 263-271.
- N'GUESSAN, K., KOUADIO, K. & KOUAME, N.F., 2006. Plantes emménagogues utilisées en médecine traditionnelle par les peuples Abbey et Krobou d'Agboville (Côte d'Ivoire). *Pharm. Méd. Trad. Afr.*, 14 : 137-158.
- O'NEILL, R.V., KRUMMEL, J.R., GARDNER, R.H., SUGIHARA, G., JACKSON, B., DE ANGELIS, D.L., MILNE, B.T., TURNER, M.G., ZYGMUNT, B., CHRISTENSEN, S.W., DALE, V.H. & GRAHAM, R.L., 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 3: 153-162.
- OLOUKOI, J., MAMA, V.J. & AGBO, F.B., 2006. Modélisation de la dynamique de l'occupation des terres dans le département des collines au Bénin. *Télédétection*, 6 (4) : 305-323.
- OSFAC, 2010. *Forêts d'Afrique centrale évaluées par télédétection FACET. Étendue et perte du couvert forestier en République démocratique du Congo de 2000 à 2010*. Publié par l'Université d'État du Dakota du Sud, Brookings, Dakota du Sud, États-Unis d'Amérique. ISBN : 978-0-9797182-5-0. Site web : <http://osfac.net>.
- OSZWALD, J., LEFEBVRE, A., ARNAULD DE SARTRE, X., THALES, M. & GOND, V., 2010. Analyse des directions de changement des états de surface végétaux pour renseigner la dynamique du front pionnier de Maçaranduba (Para, Brésil) entre 1997 et 2006. *Télédétection*, 9 (2) : 97-111.
- PECROT, A. & LEONARD, A. 1960. *Carte des sols et de la végétation du Congo belge et du Ruanda-Urundi. 16. Dorsale du Kivu. Notice explicative de la carte des sols et de la végétation*. Bruxelles : INEAC, 1960. 124 p.
- PLUMPTRE, A.J., DAVENPORT, T.R.B., BEHANGANA, M., KITYO, R., EILU, G., SSEGAWA, P., EWANGO, C., MEIRTED, D., KAHINDO, C., HERREMANS, M., PETERHANSE, J.K., PILGRIM, J.D., WILSON, M., LANGUYI, M. & MOYER, D., 2017. The biodiversity of the Albertine Rift. *Biological Conservation*, 134 : 178-194.
- PONTIUS, R.G., 2000. Quantification error versus location in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 66 (8) : 1011-1016.
- PONTIUS, R.G. & MILLONES, M., 2011. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. *International Journal of Remote Sensing*, 32 (15) : 4407-4429.
- PUYRAVAUD, J.-P., 2003. Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation. *Forest Ecology and Management*, 177 (1-3) : 93-96.
- ROBIN, M., RENOUX, E., DEBAINE, F., RAKOTONAVALONA HOBIALISOA, D. & LAMBERTS, C., 2010. Cartographie de la mangrove du delta de la Mahajamba (Nord-Ouest de Madagascar) par classification d'une image Spot selon une approche orientée-objet. *Télédétection*, 9 : 195-208.
- ROBYNS, W., 1948. *Les territoires phytogéographiques du Congo Belge et du Ruanda-Urundi*. Atlas général du Congo Belge, Académie Royale des Sciences Coloniales, Bruxelles, 10 p
- SAMBIENI, K.R., TOYI, M.S. & MAMA, A., 2015. Perception paysanne sur la fragmentation du paysage de la Forêt classée de l'Ouémé Supérieur au nord du Bénin. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 2 (15) : 1-19.
- SCHEIL, D., DUCEY, M., SSALI, FR., NGUBWAGYE, J.M., HEIST, M.V. & EZUMA, P., 2012. Bamboo for people, Mountain gorillas, and golden monkeys: Evaluating harvest and conservation trade-offs and synergies in the Virunga Volcanoes. *Forest ecology and Management*, 267 : 163-171.
- SCHLAEPFER, R., 2002. *Analyse de la dynamique du paysage*. Laboratoire de gestion des écosystèmes (GECOS), École polytechnique fédérale de Lausanne, Lausanne, 11 p.
- SINTONDI, L., AGBOSSOU, E. & DEGNISSE, B., 2013. Dynamique de dégradation des forêts galeries et comblement du cours d'eau Agbado dans le département des Collines au Bénin. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 7 : 1555-1567.
- SPARFEL, L., GOURMELON, F. & LE BERRE, I., 2008. Approche orientée-objet de l'occupation des sols en zone côtière. *Télédétection*, 8 : 237-256.
- STEINBERG, J. 2000. *Cartographie : Télédétection, Systèmes d'Information Géographique*. Sedes, Paris, 159 p.
- TREPANIER, I., DUBOIS, J.M.M. & BONN, F., 2002. Suivi de l'évolution du trait de côte à partir d'image HRV (XS) de SPOT : delta du fleuve Rouge, Viêt-Nam. *International Journal of Remote Sensing*, 23 (5) : 917-937.
- TURK, G., 2002. Map evaluation and 'chance correction'. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 68 : 123-133.

- VAN VLIET, J., BREGT, A.K., & HAGEN-ZANKER, A., 2011. Revisiting Kappa to account for change in the accuracy assessment of land-use change models. *Ecological Modelling*, 222: 1367-1375.
- VYAKUNO, K., 2006. *Pression anthropique et aménagement rationnel des hautes terres de Lubero en R.D.C. Rapports entre société et milieu physique dans une montagne équatoriale*, Thèse de doctorat, Université de Toulouse II-Le Mirail, France, 489 p.
- WANG, X., DONG, H. LIU, H. WEI, W. FAN, N., LU, Z., XU, J., REN, K., XING, 2017. Linking land use change, ecosystem services and human well-being: A case study of the Manas River Basin of Xinjiang, China. *Ecosystem services*, 27: 113-123.
- WHITE, F., 1979. The Guineo-Congolian Region and its relationships to other phytochoria. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique*, 49 (1-2) : 11-55.
- WHITE, F., 1983. *The vegetation of Africa: a descriptive memoir to accompany the Unesco/AETFAT/UNSO vegetation map of Africa*. UNESCO, Paris, 354 p.
- WHITESIDE, T. G., BOGGS, G. S. & MAIER, S. W., 2011. Comparing object-based and pixel-based classifications for mapping savannas. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13 : 884-893.