

Suivi de l'anthropisation du paysage dans la région forestière de Babagulu, République Démocratique du Congo

Joël Masimo Kabuanga, Blaise Adipalina Guguya, Elvis Ngenda Okito, Nicolas Maestripieri, Mehdi Saqalli, Vivien Rossi and Léon Iyongo Waya Mongo

Volume 20, Number 2, October 2020

Varia

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/1079241ar>

DOI: <https://doi.org/10.4000/vertigo.28347>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec à Montréal
Éditions en environnement VertigO

ISSN

1492-8442 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Masimo Kabuanga, J., Adipalina Guguya, B., Ngenda Okito, E., Maestripieri, N., Saqalli, M., Rossi, V. & Iyongo Waya Mongo, L. (2020). Suivi de l'anthropisation du paysage dans la région forestière de Babagulu, République Démocratique du Congo. *VertigO*, 20(2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.28347>

Article abstract

The Babagulu forest region here concerns the Babagulu Forest Reserve (BFR) and its periphery. In the Democratic Republic of Congo, the forest region of Babagulu is under anthropogenic pressure, notably due to its proximity to the city of Kisangani. These anthropic pressures remain little documented and their impacts on this forest landscape remain poorly understood. The purpose of this study is to regularly monitor the anthropization of the landscape of the BFR. The methodological approach adopted is based on techniques of remote sensing, cartography and landscape ecology. The Landsat TM (1984, 1986, 1990, 1994 and 2010), ETM+ (2001 and 2005) and OLI (2015 and 2018) satellite images, all of 30m spatial resolution, were used to map the land cover in three classes (primary forest, fallow land/degraded forest and rural complex). The calculation of ten spatial indices made it possible to characterize the composition and configuration of the landscape between 1984 and 2018. These spatial indices include the number of spots, the average spot size, the perimeter density, the aggregation index, largest fragment index, landscape shape index, mean Euclidean distance to nearest neighbor and fractal dimension, variation and absolute, fractal dimension and contagion index. The results show a significant regression of the primary forest for the benefit of the anthropic classes (rural complexes and fallow land and degraded forests) outside ($R^2 = 0.98$; $p < 0.01$) than inside ($R^2 = 0.99$; $p < 0.01$) of the reserve. The landscape structure becomes more complex over the years. It should also be noted that there is a gradual fragmentation of primary forests highlighted by the continuous increase in the number (+310) and the density of patch perimeters (+14 m/ha) and the impressive decrease in their average area (-223 ha). Also, the average distance separating two neighboring spots increased from 119.30 meters in 1984 to 123.57 meters in 2018 (a difference of 4.27 meters) signaling an increased isolation of the spots. These results show the need for effective management of land use outside the reserve in order to preserve the biodiversity found there.

© Université du Québec à Montréal et Éditions en environnement VertigO, 2020



This document is protected by copyright law. Use of the services of Érudit (including reproduction) is subject to its terms and conditions, which can be viewed online.

<https://apropos.erudit.org/en/users/policy-on-use/>

érudit

This article is disseminated and preserved by Érudit.

Érudit is a non-profit inter-university consortium of the Université de Montréal, Université Laval, and the Université du Québec à Montréal. Its mission is to promote and disseminate research.

<https://www.erudit.org/en/>

Suivi de l'anthropisation du paysage dans la région forestière de Babagulu, République Démocratique du Congo

Joël Masimo Kabuanga, Blaise Adipalina Guguya, Elvis Ngenda Okito, Nicolas Maestriperi, Mehdi Saqalli, Vivien Rossi et Léon Iyongo Waya Mongo

Introduction

- 1 Les récentes études ont démontré que les écosystèmes naturels connaissent une diminution au profit des écosystèmes anthropiques (Hansen *et al.*, 2013 ; Terada *et al.*, 2018 ; Tyukavina *et al.*, 2018). Dans la région de Kisangani, Bamba *et al.* (2010) ont prouvé que cette diminution des écosystèmes naturels est fortement liée à la proximité avec la ville de Kisangani. Cette perte des écosystèmes naturels est observée dans la quasi-totalité des aires protégées situées dans la région de Kisangani (Mikwa *et al.*, 2016 ; Katembera Ciza *et al.*, 2015 ; Bamba *et al.*, 2010 ; Mikwa, 2012 ; Mikwa, 2010). La réserve forestière de Babagulu est une forêt classée située dans la périphérie de Kisangani. Elle est traversée par la route nationale numéro quatre qui lie Kisangani et l'extrême est du pays (WRI et MECNT, 2010). Avec l'augmentation des besoins agricoles que connaît la République Démocratique du Congo, le système agricole pratiqué n'est plus durable à cause de la généralisation de jachères courtes (2 à 3 ans) (Katembera Ciza *et al.*, 2015). La population riveraine de la réserve forestière de Babagulu subsiste grâce à l'agriculture itinérante sur brulis. Cette région forestière est également touchée par l'exploitation industrielle et artisanale du bois, l'exploitation artisanale de l'or, la production de charbon de bois, etc., ce qui engendre de profondes modifications environnementales et socio-économiques. L'ampleur de ces changements d'occupation du sol et la connaissance des mécanismes de l'anthropisation sont peu documentées et mal connues dans la région. C'est pourquoi cette étude vise à analyser l'anthropisation

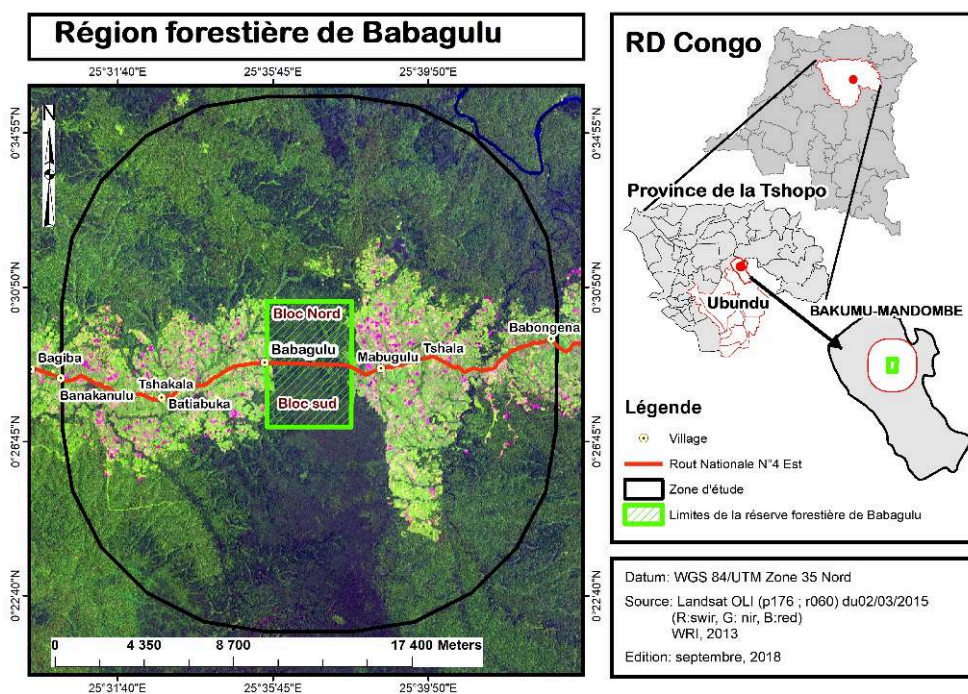
du paysage dans la région forestière de Babagulu. Elle poursuit deux objectifs : (i) déterminer la dynamique d'anthropisation du paysage survenue entre 1984 et 2001 et de 2001 et 2018 dans la région forestière de Babagulu et (ii) étudier les processus de fragmentation et déforestation des forêts primaires. Ainsi, l'étude s'appuie sur deux hypothèses majeures : (i) l'anthropisation du paysage forestier de la région de Babagulu est un phénomène continu depuis plusieurs années et (ii) cette anthropisation conduit à la fragmentation et la déforestation des forêts primaires.

Méthodes

Zone d'étude

- La zone d'étude est située à 50 kilomètres de la ville de Kisangani, dans la partie nord-est de la République Démocratique du Congo. Du point de vue administratif, elle se retrouve dans le secteur BAKUMU-MANDOMBE, territoire d'Ubundu, dans la province de la Tshopo (figure 1). La réserve forestière de Babagulu a une superficie de 1 693,42 ha. Cette Réserve se situe entre 25°35' et 25°37' de longitude Est et entre 0°26' et 0°47' de latitude Nord. La zone d'étude a été délimitée sur une zone tampon de 10 km par rapport à la limite de la réserve forestière de Babagulu. Le suivi de l'anthropisation a été réalisé sur une étendue de 54 000 ha. La route nationale numéro 4 subdivise la réserve en deux blocs (figure 2).

Figure 1. Contexte géographique de la zone d'étude / Geographical context of the study area.



- La végétation de la Réserve forestière de Babagulu est principalement constituée de forêt primaire monodominante à *Gilbertiodendron dewevrei* (De Wild.) J. Léonard (Fabaceae). Par ailleurs la végétation de la réserve est aussi constituée de jachère, de forêt secondaire jeune, de forêt secondaire vieille et de forêt primaire mixte (Kahenga, 2017). Dans la forêt monodominante, diverses espèces s'associent au *G. dewevrei* dans des

proportions variables (Sabongo, 2015 ; Hart, 1985). Il s'agit par exemple de *Cleistanthus mildbraedii*, *Coelocaryon botryoides*, *Diospyros crassiflora*, *Garcinia kola*, *Monodora myristica* ou *Isolona congolana* (Kahenga, 2017). Dans les forêts mixtes, aucune espèce n'est prédominante (Amani, 2011). Les espèces héliophiles ou semi-héliophiles les plus représentées sont notamment : *Scorodophleus zenkeri*, *Prioria oxyphylla*, *P. balsamifera*, *Pericopsis elata* ou *Cola griseiflora* (Kahenga, 2017). La canopée est constituée principalement de *G. dewevrei* avec des houppiers jointifs (Vande weghe, 2004). Les strates sont typiques des forêts denses humides, une futaie sempervirente et un taillis arbustif important et sempervirent (Gérard, 1960). Les forêts secondaires et les friches se situent sur les bordures est et ouest de la réserve forestière. Elles résultent de l'anthropisation des forêts primaires. Les espèces les plus représentées dans la forêt secondaire jeune sont notamment : *Barteria nigritiana*, *Bridelia atroviridis*, *Maracanga monandra*, *Maracanga spinosa*, *Myrianthus arboreus* ou *Musanga cecropioides*. Les espèces les plus représentées dans la strate supérieure de la forêt secondaire vieille sont : *Alstonia bonei*, *Canarium schweinfuthii*, *Desplatsia dewevrei*, *Dacryodes edulis*, *Funtumia elastica*, *Petersianthus macrocarpus*, *Pseudospondias microcarpa* ou *Pterygota bequaertii*. Les espèces les plus représentées dans la strate inférieure de la forêt secondaire vieille sont : les *Maranthaceae*, *Palisota ambigua*, *Palisota hirsuta*. Les espèces les plus représentées dans les friches sont notamment : *Alchornea cordifolia*, *Anthocleista sp*, *Caloncoba welwitschii*, *Craterispermum laurinum*, *Harungana madagascarensi*, *Rauvolfia vomitoria*, *Trema guineensis*, *Triumpheta cordifolia* ou *Vernonia conferta* (Kahenga, 2017).

- 4 Le climat de la zone d'étude est type équatorial Af selon la classification de Koppen (Peel *et al.*, 2007 ; Koppen, 1936). C'est un climat chaud et humide et à saisons sèches peu marquées. Il se caractérise par des fluctuations pluvio-thermométriques importantes (1 500 - 2 000 mm de pluies par an, soit une moyenne de 1 750 mm de pluies et 20 à 30 °C, soit 25 °C de moyenne). Les villages et leurs terres avoisinantes, situés le long des axes routiers, constituent des espaces à fortes activités anthropiques dans la zone d'étude. Les villages forment un chapelet quasi continu le long de la route nationale numéro quatre (RN4). La population de ces villages vit principalement de l'agriculture itinérante sur brûlis.

Figure 2. Réserve forestière de Babagulu / Babagulu Forest of Reserve.



Matériels

- 5 Dans le cadre de cette étude, neuf images satellites Landsat TM, ETM+ et OLI ont été utilisées pour cartographier les occupations du sol de la zone d'étude (tableau 1). Le choix des années des images utilisées a été effectué en fonction de la disponibilité et la qualité des données : l'année 2018 a été choisie en adéquation avec une campagne de collecte de données sur le terrain ; l'année 1984 est la plus ancienne image d'archive disponible ; l'année 2001 correspond à la subdivision en deux périodes de 17 ans de la période 1984 – 2018. Les autres années, en l'occurrence 1986, 1990, 1994, 2005 et 2015 ont été utilisées pour consolider la base des données afin de réaliser une analyse en composante principale (Ernoul *et al.*, 2006). Il n'a pas été possible de récupérer des images de bonne qualité à des intervalles de temps régulier, car la zone d'étude présente une forte nébulosité (Ousmane *et al.*, 2020 ; Kyale *et al.*, 2019 ; Barima *et al.*, 2016 ; Mikwa *et al.*, 2016 ; Bamba *et al.*, 2010). Les années ont été retenues en fonction de leur faible couverture nuageuse.

Tableau 1. Descriptif des images Landsat TM, ETM+ et OLI / Description of Landsat TM, ETM + and OLI images.

Capteur	Date d'acquisition	Résolution spectrale (μm)	Résolution spatiale (m)
OLI	18/01/2018	0,433 – 0,453 (Aérosols)	30
	02/03/2015	0,450 – 0,515 (Bleu)	30
		0,525 – 0,600 (Vert)	30

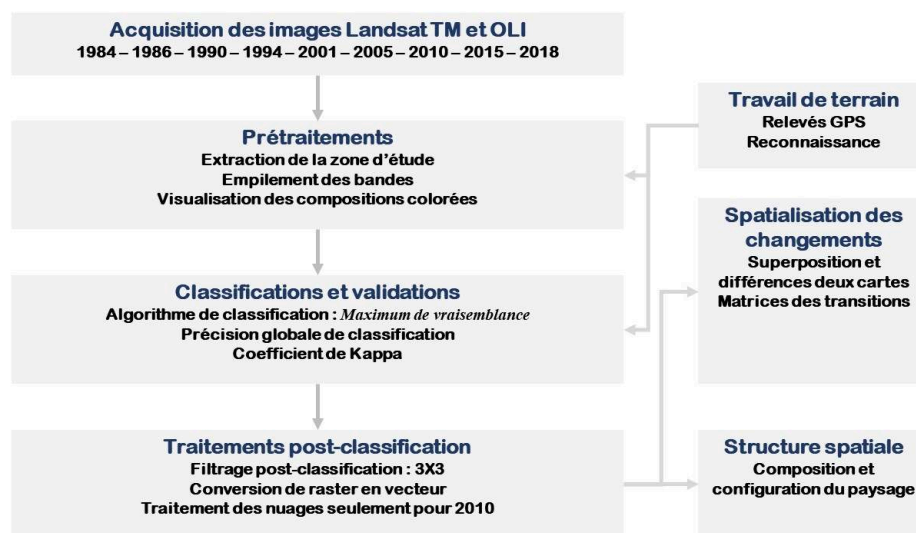
		0,630 – 0,680 (Rouge)	30
		0,845 – 0,885 (Infrarouge proche)	30
		1 560 – 1 660 (Infrarouge moyen 1)	30
		2 100 – 2 300 (Infrarouge moyen 2)	30
		0,500 – 0,680 (Panchromatique)	15
		1 360 – 1 390 (Cirrus)	30
		10,30 – 11,30 (Infrarouge moyen)	100
		11,50 – 12,50 (Infrarouge moyen)	100
ETM+	17/12/2010 01/05/2005 03/03/2001	0,45 – 0,52 (Bleu)	30
		0,52 – 0,60 (Vert)	30
		0,63 – 0,69 (Rouge)	30
		0,761 – 0,90 (Proche infrarouge)	30
		1,55 – 1,75 (Infrarouge moyen 1)	30
		10,40 – 12,50 (Infrarouge thermique)	60
		2,08 – 2,35 (Infrarouge moyen 2)	30
		0,5 – 0,9 (Panchromatique)	15
TM	22/01/1994 16/01/1990 14/02/1986 20/09/1984	0,45 – 0,52 (Bleu)	30
		0,52 – 0,60 (Vert)	30
		0,63 – 0,69 (Rouge)	30
		0,76 – 0,90 (Proche infrarouge)	30
		1,55 – 1,75 (Infrarouge moyen 1)	30
		10,40 – 12,50 (Infrarouge thermique)	120
		2,08 – 2,35 (Infrarouge moyen 2)	30

Approches méthodologiques

- 6 L'approche méthodologique de l'étude comprend : le travail de terrain, les prétraitements, la classification et validation des cartes d'occupation, les traitements

post classification, la quantification de l'anthropisation et l'analyse paysagère au moyen des indices spatiaux (figure 3).

Figure 3. Prétraitements et traitements des images satellites / Pretreatments and treatments of satellite images.



Traitement des images satellites

- 7 Pour caractériser l'anthropisation du paysage, trois classes d'occupation du sol ont été retenues : complexe rural, friches/forêts dégradées et forêt primaire. Le complexe rural est une mosaïque de jardins de case, de cultures vivrières (manioc, maïs, arachide...) et de plantations villageoises. La classe comprend également les zones bâties, d'étendues variables situées à proximité des villages. Le complexe rural correspond aussi aux zones où la végétation naturelle a été éliminée sur de larges étendues et aux zones peu couvertes. Cette occupation du sol correspond aux zones à forte activité anthropique. Les friches/forêts dégradées regroupent les terres agricoles laissées à l'abandon. Ces forêts constituent le type transitoire qui succède à la régénération dans la série évolutive et incluent surtout des formations dégradées d'origine anthropique. Elles se rencontrent le long des axes routiers et à la périphérie des villages ou des zones bâties. Les forêts primaires correspondent à l'écosystème naturel, non perturbé. Elles comprennent les forêts primaires mixtes, les forêts mono-dominantes à *Gilbertiodendron dewevrei* de terre ferme et les forêts mono-dominantes à *Gilbertiodendron dewevrei* de sol hydromorphe (SPIAF, 2007 ; Germain et Evrard, 1956 ; Van Wambeke *et al.*, 1956 ; Lebrun et Gilbert, 1954).
- 8 Les classes ont été définies à l'aide des coordonnées géographiques (« waypoints ») collectées sur le terrain du 03 au 11 janvier 2018. Ces coordonnées ont constitué l'échantillon d'entraînement de la classification et la validation de l'occupation du sol de 2018. En effet, cet échantillon est formé de 1583 coordonnées géographiques. L'entraînement de la classification de 2018 a été réalisé sur la base de 1109 coordonnées géographiques (soit 70 % de l'échantillon). La méthode de Maximum de vraisemblance, basée sur la probabilité qu'un pixel appartienne à une classe particulière, a été utilisée par classer l'occupation du sol (Richards, 1999). Le reste des coordonnées

géographiques (474 coordonnées, soit 30 % de l'échantillon) a servi à la validation de la classification de 2018. Les critères de validation des cartes d'occupation du sol retenus comprennent la précision globale de classification et le coefficient Kappa (Skupinski *et al.*, 2009 ; Pontius, 2000).

- 9 Pour les années antérieures à 2018, un examen des compositions colorées basé sur l'information couleur a permis de distinguer les occupations du sol. Par faute des données de terrain, cet examen a été réalisé de manière rétrospective et le traitement de 2018 a servi de référence. Pour le reste, l'approche de classification des images est restée la même.
- 10 Les valeurs de la précision globale et du coefficient Kappa de chaque année sont présentées dans le tableau 2. Ces deux paramètres sont couramment utilisés en télédétection pour valider les cartes d'occupation du sol (Oszwald *et al.*, 2010 ; Skupinski *et al.*, 2009 ; Pontius, 2000). Pour toutes les années, la précision globale de classification reste supérieure à 90 % et le coefficient de Kappa est dans tous les cas supérieur à 0,80.

Tableau 2. Validation de l'occupation aux différentes années d'étude / Validation of occupation at different study years.

Indice	1984	1986	1990	1994	2001	2005	2010	2015	2018
Précision globale %	90,3	91,4	89,7	92,8	94,2	91,9	90,5	93,8	95,7
Kappa	0,81	0,82	0,80	0,83	0,85	0,83	0,82	0,90	0,93

- 11 Le traitement post-classification comprend principalement le filtrage post-classification et le traitement des zones couvertes par les nuages. Le traitement des zones couvertes par les nuages a été réalisé après la conversion des classifications en fichiers vectoriels. Le logiciel ENVI¹ a été utilisé pour le traitement des images satellites et le filtrage post-classification. Le traitement des nuages et l'édition des cartes ont été réalisés dans le logiciel ArcGIS².

Quantification et cartographie de l'anthropisation du paysage entre 1984 – 2001 – 2018

- 12 L'anthropisation dans la zone d'étude a été cartographiée et quantifiée en comparant les cartes d'occupation des sols entre les années 1984 et 2001 et entre 2001 et 2018. Les changements observés entre deux années ont été synthétisés à l'aide de matrices de transition entre les trois classes d'occupation. Au préalable, un reclassement a été effectué pour toutes les années (unité-dizaine-centaine, respectivement pour l'année initiale, année intermédiaire et année finale) (Tableau 3). Ainsi, suite à l'addition, pour la classification résultante du croisement des deux années, l'analyse des valeurs a permis de déterminer la classe initiale et la classe finale. Puis, un nouveau reclassement a été effectué afin d'éliminer la classe dont la transition est impossible (les parcelles des complexes ruraux qui se transforment en forêt primaire). Pour ce faire, un masque pour chaque classe de 1984 a été fait puis appliqué à la classification de 2001 et de 2018. Ainsi, cela a permis de vérifier par exemple des pixels de complexe rural en 1984 qui se transforment en pixels de forêt primaire en 2001 (aussi des pixels de complexe rural en

2001 qui se transforment en pixels de forêt primaire en 2018). Étant manifestement des erreurs de classifications, ces pixels ont été réattribués à la classe forêt primaire.

Tableau 3. Codage des classes d'occupation du sol / Coding of land cover classes.

1984	2001	2018
0 → Masque	0 → Masque	0 → Masque
100 → Complexe rural	10 → Complexe rural	1 → Complexe rural
200 → Fiches et forêts dégradées	20 → Fiches et forêts dégradées	2 → Fiches et forêts dégradées
300 → Forêt primaire	30 → Forêt primaire	3 → Forêt primaire

Taux de déforestation des forêts primaires

13 Le taux annuel de déforestation résulte du rapport entre la surface défrichée sur une période, divisée par la surface forestière initiale et par le nombre d'années de la période. La formule standardisée proposée par Puyravaud (2002) a été adoptée pour calculer le taux de déforestation annuel pour cette étude.

$$14 \quad Df = -\frac{1}{t_2 - t_1} \ln(A_2/A_1) * 100$$

15 Avec :

16 Df = Taux annuel de déforestation en pourcentage

17 A1 = superficie forestière de l'année initiale en hectare ;

18 A2 = superficie forestière de l'année finale en hectare ;

19 t1 = année d'acquisition exacte de l'image pour l'année initiale ;

20 t2 = année d'acquisition exacte de l'image pour l'année finale.

Analyse paysagère : indices spatiaux utilisés

21 Pour quantifier la composition et la configuration du paysage, dix indices spatiaux ont été utilisés. Ces indices spatiaux, présentés dans le tableau 4, comprennent le nombre de taches (unités élémentaires fonctionnelles d'une classe d'occupation du sol), la taille moyenne des taches, la densité du périmètre, l'indice d'agrégation, l'indice du plus large fragment, l'indice de forme du paysage, la distance euclidienne moyenne au plus proche voisin, la variation absolue, la dimension fractale et l'indice de contagion. Ces indices ont été calculés à l'aide du logiciel FRAGSTAT (McGarigal *et al.*, 2002). Une analyse en composante principale a été réalisée pour étudier les corrélations entre les indices.

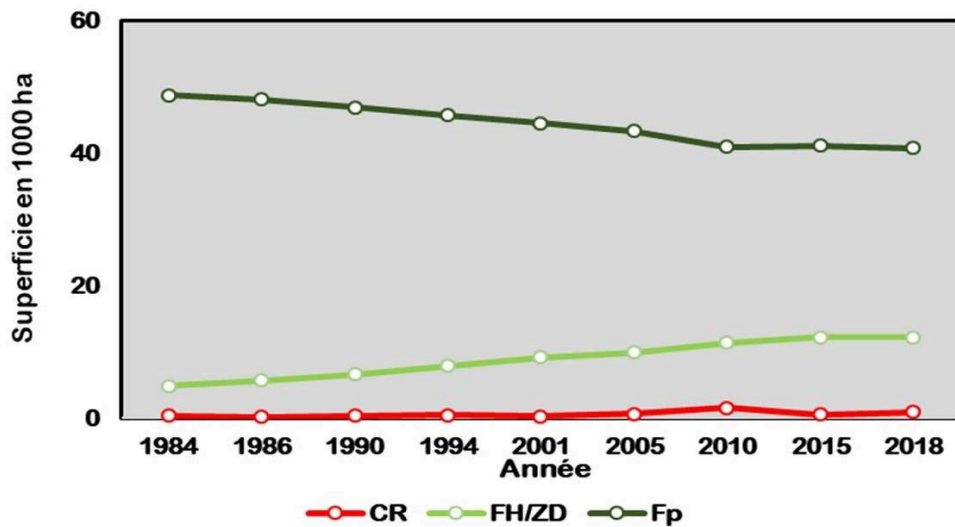
Tableau 4. Indices spatiaux utilisées / Spatial indices used (Annexe)

Résultats

Une anthropisation qui se poursuit dans le temps

- 22 Le suivi diachronique de l'occupation du paysage forestier de la région de Babagulu au cours des trente-quatre dernières années met en exergue une forte pression anthropique. En effet, la superficie des complexes ruraux enregistre une hausse de 209,28 % en passant de 298,62 ha en 1984 à 923,58 ha en 2018. Les friches/forêts dégradées qui représentent 8,97 % de la surface totale de la zone d'étude en 1984 atteignent 22,57 % en 2018. Les résultats montrent aussi que la forêt primaire est en régression régulière avec une moyenne annuelle de 33,15 ha/an au profit des complexes ruraux, des friches/des forêts dégradées. L'évolution des différentes classes d'occupation du sol en fonction des années est présentée sur la figure 4.

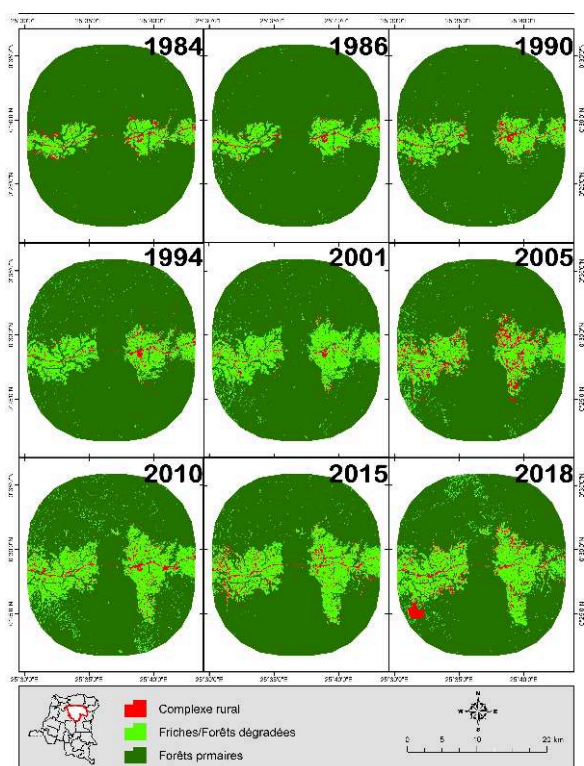
Figure 4. Évolution de l'occupation du sol de 1986 à 2018 / Evolution of land use from 1986 to 2018.



CR = Complexe rural ; FH/ZD = Friche/forêts dégradées ; Fp = Forêt primaire / CR= Rural complex; FH/ZD= Wasteland and degraded forests; Fp= Primary forest.

- 23 La figure 5 reprend la cartographie de l'occupation entre 1984 et 2018.

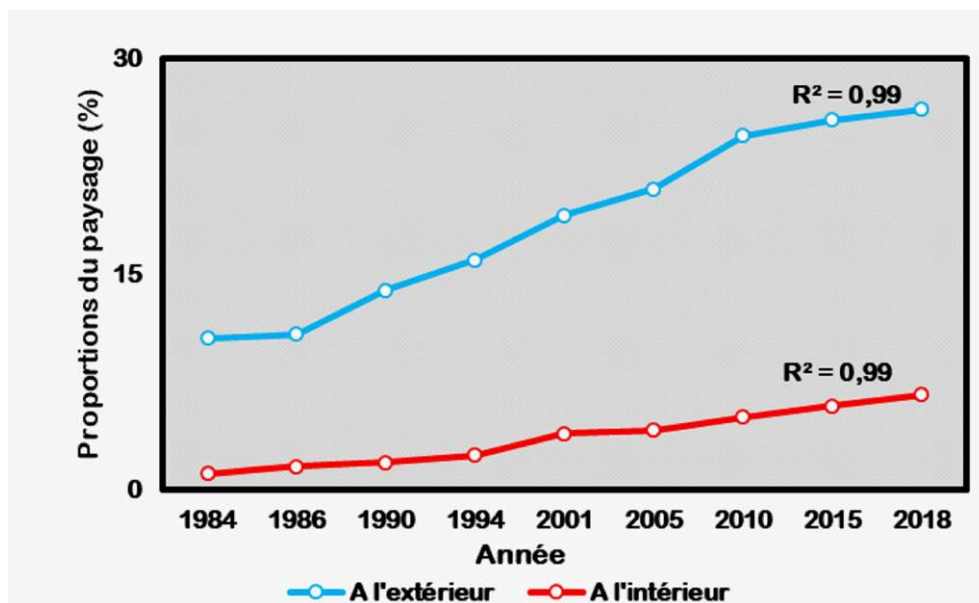
Figure 5. Cartographie évolutive de l'occupation du sol / Evolutionary mapping of land use.



Une anthropisation très marquée à l'extérieur de la réserve forestière

- 24 Les cartes d'occupation du sol révèlent une stabilité relative des forêts primaires dans la réserve forestière de Babagulu. L'évolution des proportions des forêts primaires à l'intérieur et à l'extérieur de la réserve est présentée sur la figure 6.

Figure 6. Évolutions des proportions des classes anthropiques en pourcentage à l'intérieur et à l'extérieur de la Réserve forestière de Babagulu / Evolutions of proportions of anthropogenic classes in percent inside and outside the Babagulu Forest Reserve.



Les proportions des classes anthropiques (complexes ruraux et friches/forêts dégradées) en fonction des années augmentent significativement tant à l'extérieur ($R^2 = 0,98$; $p < 0,01$) qu'à l'intérieur ($R^2 = 0,99$; $p < 0,01$) de la réserve. Pour toutes les années, les proportions des classes anthropiques restent inférieures à l'intérieur de la réserve. Ces proportions sont très significativement supérieures au seuil de 5 % (t de student : $t = -7,76$; $p = 8,12E-07$) aussi bien à l'extérieur qu'à l'intérieur de la réserve. Entre 1984 et 2018, ces proportions connaissent une hausse de 15,96 % à l'extérieur de la réserve, passant de 10,54 % en 1984 à 26,50 % en 2018. Elles passent de 1,13 % en 1984 à 6,62 % en 2018 à l'intérieur, soit un accroissement de 7,75 % sur l'ensemble de la période d'observation.

Analyse de transition : une dynamique au détriment de la forêt primaire

- 25 Le tableau 5 présente les transitions observées entre 1984 et 2001. La proportion du paysage occupée par les friches/les forêts dégradées en 1984 qui n'a pas changé d'occupation en 2001 représente à 7,87 % de la superficie totale du paysage. Dans les détails, 0,40 % de cette stabilité est due aux complexes ruraux et 7,47 % aux friches/forêts dégradées. Par ailleurs, 81,38 % de la superficie totale du paysage occupée par les forêts primaires en 1984 reste forêts primaires en 2001.

Tableau 5. Matrice de transition entre 1984 et 2001 en pourcentage / Transition matrix between 1984 and 2001 as a percentage.

		2001			
Classes		CR	FH/ZD	Fp	Total 1984
1984	CR	0,40	1,35	0,00	1,75
	FH/ZD	0,59	7,47	0,23	8,28
	Fp	0,51	8,07	81,38	89,96

	Total 2001	1,50	16,89	81,60	100
--	------------	------	-------	-------	-----

CR = Complexe rural ; FH/ZD = Friches/forêts dégradées ; Fp = Forêt primaire/ CR= Rural complex; FH/ZD= Wasteland/degraded forests; Fp= Primary forest.

- 26 Dans l'ensemble, les classes anthropiques connaissent une augmentation non négligeable. Elles occupent 10,03 % de la superficie totale en 1984, alors qu'en 2001, elles représentent 18,39 % de la superficie totale du paysage (soit une augmentation de 8,36 points de pourcentage sur dix-sept ans). Il est important de noter que cette augmentation est due principalement aux friches/forêts dégradées, car les complexes ruraux enregistrent une perte de leur superficie sur la même période d'observation. Les complexes ruraux passent de 1,75 % en 1984 à 1,50 % en 2001 (soit une perte de 0,25 %) alors que les friches/les forêts dégradées connaissent une augmentation de 8,61 % (elles sont passées de 8,28 % en 1984 à 16,89 % en 2001). Avec un taux d'occupation du sol de 89,96 % en 1984, les forêts primaires ont connu une diminution remarquable en 17 ans, en couvrant près de 81,60 % du territoire en 2001 (soit une perte de 8,36 points de pourcentage). De cette perte, il importe de noter que 8,07 % de la superficie totale du paysage occupée par les forêts primaires en 1984 est convertie en friches/forêts dégradées en 2001. Seulement 0,51 % de cette perte est converti en complexes ruraux à la même année.
- 27 Les transitions observées entre 2001 et 2018 sont reprises dans le tableau 6. La tendance est restée la même. Par exemple, les classes anthropiques connaissent une hausse de 6,21 %. Elles représentent 18,39 % de la superficie totale du paysage en 1984. En 2018, elles couvrent 24,60 % de la superficie totale du paysage au détriment des forêts primaires. En effet, les forêts primaires occupent 81,61 % de la superficie totale du paysage en 2001. En 2018, elles couvrent près de 75,40 % de la superficie totale (soit une perte de 6,21 %).

Tableau 6. Matrice de transition entre 2001 et 2018 en pourcentage / Matrix of transition between 2001 and 2018 in percentage.

		2018			
		CR	FH/ZD	Fp	Total 2001
2001	CR	0,45	1,05	0,00	1,50
	FH/ZD	1,86	13,17	1,86	16,89
	Fp	1,82	6,25	73,54	81,61
	Total 2018	4,13	20,47	75,40	100

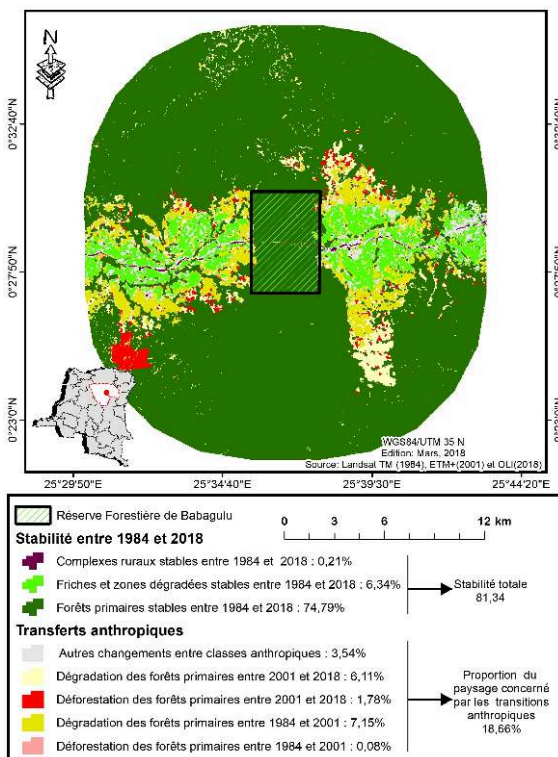
CR = Complexe rural ; FH/ZD = Friches/forêts dégradées ; Fp = Forêt primaire / CR = Rural complex ; FH/ZD = Wasteland and degraded forests ; Fp = Primary forest.

- 28 Le bilan global entre 1984 et 2018 permet de constater que les complexes ruraux, les friches/forêts dégradées ont une faible stabilité, 0,21 % et 6,11 % respectivement. Par contre, la grande stabilité observée dans ce paysage est imputable aux forêts primaires.

En effet, 74,79 % du paysage occupé par les forêts primaires en 1984 est resté stable en 2018. Pour le reste, 3,54 % de la superficie totale du paysage se distingue par des transferts entre les classes anthropiques. La proportion du paysage concernée par la dégradation des forêts primaires est de 7,11 % entre 1984 et 2001 et de 6,11 % entre 2001 et 2018.

- 29 L'anthropisation du paysage semble se concentrer à l'est et à l'ouest de la réserve forestière de Babagulu. Cette anthropisation est principalement observée le long de la route nationale 4. La figure 7 permet de bien illustrer les changements d'occupation du sol entre 1984 et 2018, et met en exergue la pression exercée par les activités anthropiques de part et d'autre de la réserve forestière de Babagulu.

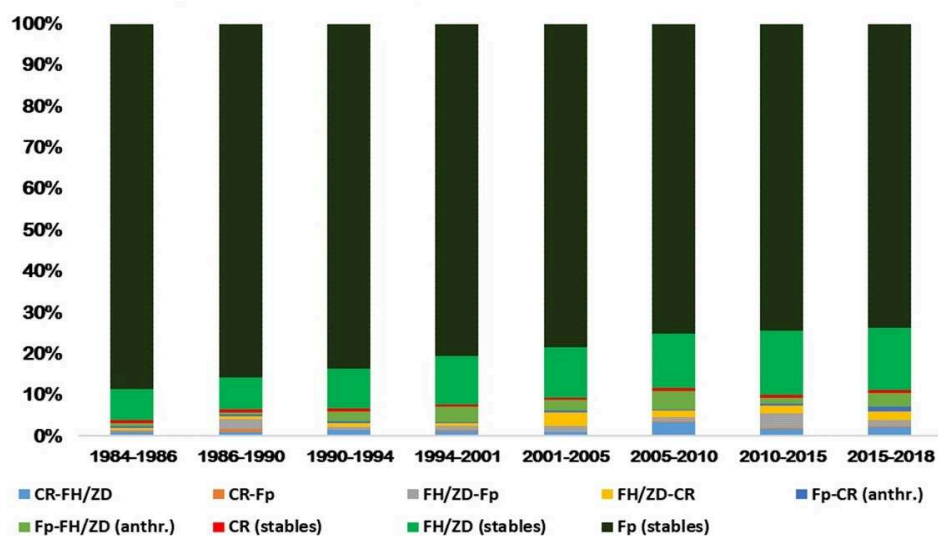
Figure 7. Principales transitions observées sur l'ensemble de la période d'observation / Main transitions observed over the entire observation period.



- 30 Le suivi diachronique sur neuf années permet de constater que la perte des forêts primaires est progressive (figure 8).
- 31 D'une part, la plus grande perte des forêts primaires au profit des friches/forêts dégradées est observée entre 2005 et 2010. En effet, 4,4 % de la superficie totale du paysage occupée par les forêts primaires en 2005 est convertie en friches/forêts dégradées en 2010. La seconde perte importante des forêts est observée entre 2015 et 2018. En 2005, 3,14 % ont laissé place aux friches/forêts dégradées. La plus faible perte a été enregistrée entre 1986 et 1990 : 0,47 % de la superficie totale du paysage occupée par les forêts primaires en 1986 a changé en friches/forêts dégradées en 1990 (figure 8).
- 32 D'autre part, cette perte des forêts primaires est observée aux bénéfices des complexes ruraux. Les proportions du paysage occupées par les forêts primaires et converties en complexes ruraux restent supérieures à 1,79 % à partir des transitions observées entre 2005 et 2010. Par exemple entre 2005 et 2010, cette proportion s'estime à 3,39 %. Elles

sont respectivement de 1,79 % et 2,19 % entre 2010 et 2015 et entre 2015 et 2018 (figure 8).

Figure 8. Analyse de transition entre 1984 et 2018 / Transition analysis between 1984 and 2018.



CR-FH/ZD = complexe rural vers friches/forêts dégradées ; CR-Fp = complexe rural vers forêts primaires ; FH/ZD-Fp = friches/forêts dégradées vers forêt primaire ; FH/ZD-CR = friches/forêts dégradées vers complexe rural ; Fp-CR = forêt primaire vers le complexe rural ; Fp-FH/ZD = forêt primaire vers friches/forêts dégradées ; CR (stables) = complexe rural stable ; FH/ZD (stable) = friches/forêts dégradées stables ; Fp = forêt primaire stable / CR-FH/ZD= rural complex towards wastelands/degraded forests; CR-Fp= rural complex towards primary forests; FH/ZD-Fp= brownfields and degraded forests to primary forest; FH/ZD-CR= brownfields and degraded forests to rural complex; FP-CR= primary forest towards the rural complex; Fp-FH/ZD= primary forest towards wastelands/degraded forests; CR (stable)= stable rural complex; FH/ZD (stable)= brownfields and stable degraded forests; Fp= stable primary forest.

Évolution des taux de déforestation et de dégradation entre 1984 et 2018

33 Le tableau 7 présente les superficies perdues des forêts primaires et l'évolution des taux de déforestation entre 1984 et 2001, 2001 et 2018 ainsi qu'entre 1984 et 2018. La perte des forêts primaires s'évalue à 4 278,87 ha entre 1984 et 2001. Cette perte a pour conséquence un taux annuel élevé de la déforestation sur cette même période (0,54 %). La perte est légèrement inférieure entre 2001 et 2018 comparativement à celle observée entre 1984 et 2001. Ainsi, le taux annuel de la déforestation entre 1984 et 2018 est de 0,51 %. Sur l'ensemble de la période d'observation, 7 956,9 ha de forêts primaires sont perdus, soit un taux annuel de 0,52 %.

34 Tableau 7. Taux de déforestation entre 1984 et 2018 / Deforestation rate between 1984 and 2018.

	1984 - 2001	2001 - 2018	1984 - 2018
SP (ha)	4278,87	3678,03	7956,9
Td (%)	0,54	0,51	0,52
Td cumulé (%)	0,54	1,05	1,57

- 35 SP (ha) = superficie perdue en ha ; Td (%) = Taux de déforestation en pourcentage / SP (ha) = area lost in ha ; Td (%) = Deforestation rate in percent.

Dynamique de la structure spatiale : analyse à l'aide des métriques paysagères

Analyse à l'échelle du paysage

- 36 Le tableau 8 présente les indices spatiaux calculés à l'échelle du paysage. Entre 1984 et 2018, le nombre de taches (NP) augmente de 39,81 %, avec une création de 1 566 nouvelles taches en 2018. Ce nombre de taches diminue en 2001. L'aire moyenne des taches (MPS) diminue considérablement. Elle passe de 52,01 ha en 1984 à 20,7 ha. La densité du périmètre (ED) augmente de 18,19 m/ha sur l'ensemble de la période d'observation. L'augmentation du nombre de taches (+1 566) et de la densité du périmètre (+18,19 m/ha) et la diminution sensible de l'aire moyenne des taches (-31,31 ha) traduisent un niveau élevé de fragmentation des classes d'occupation du sol.

Tableau 8. Mesure de la composition et configuration du paysage entre 1984 et 2018 / Measurement of the composition and landscape configuration between 1984 and 2018.

Années	NP	MPS	ED	LIS	PAFRAC	CONTAG	AI
1984	1036	52,01	12,9	8,57	1,33	78,95	98,09
1986	1048	51,42	13,1	8,69	1,31	78,36	98,06
1990	1595	33,79	18,6	11,88	1,32	73,93	97,24
1994	1989	27,09	21,37	13,48	1,31	71,5	96,83
2001	2436	22,12	24,39	15,23	1,31	68,92	96,37
2005	1970	27,35	26,06	16,2	1,31	65	96,13
2010	2080	27,08	32,13	19,72	1,32	62,43	95,22
2015	2146	26,34	24,6	15,36	1,31	64,88	96,35
2018	2602	20,71	31,08	19,12	1,31	60,81	95,38
2018-1984	1566	-31,31	18,19	10,55	-0,02	-18,14	-2,71

L'échelle d'analyse : paysage. NP (Nombre de taches) ; MPS (Superficie moyenne des taches) ; ED (Densité du périmètre) ; LIS (Indice de forme du paysage) ; PAFRAC (Périmètre-Aire de la Dimension Fractale) ; CONTAG (Indice de contagion) ; AI (Indice d'agrégation) / The scale of analysis : landscape. NP (Number of Patches); MPS (Mean Patch Size); ED (Edge density); LIS (Landscape Shape Index); PAFRAC (Perimeter-Area Fractal Dimension); CONTAG (Contagion); AI (Aggregation Index).

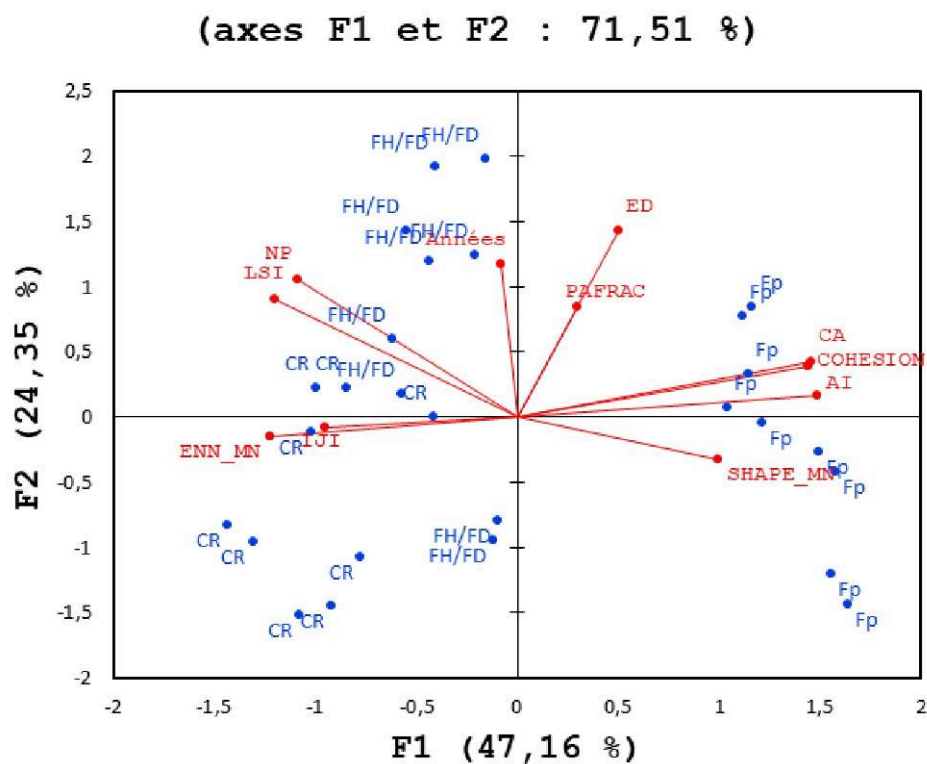
- 37 L'organisation spatiale des taches est illustrée par l'indice d'agrégation (AI). L'indice d'agrégation connaît une augmentation de 1,75 % entre 1984 et 2018 et de 1 % entre 2001 et 2018 (soit une hausse cumulée de 2,75 % sur l'ensemble de la période d'observation). L'indice de forme du paysage (LSI) marque un accroissement sur

l'ensemble de la période d'observation avec un accroissement de 123,10 %. Cet accroissement est de 77,71 % entre 1984 et 2001. L'augmentation est moins importante entre 2001 et 2018 (+45,39 %). Les valeurs de la dimension fractale (PAFRAC) montrent de très petites variations sur l'ensemble de la période d'observation (-0,02).

Analyse à l'échelle des classes d'occupation du sol

- 38 L'analyse en composante principale permet d'illustrer les valeurs des indices spatiaux en fonction des classes d'occupations du sol. Le premier axe (F1 ; son inertie totale est de 47,16 %) permet de discriminer les forêts primaires des occupations anthropisées. Les forêts primaires sont caractérisées par des valeurs de CA, COHESION, AI relativement élevées et des valeurs de ENN_MN, IJI, NSP LSI relativement faibles. Inversement pour les occupations anthropisées. Le deuxième axe (F2 ; son inertie totale est de 24,35 %) permet de discriminer entre les CR et les FH/FD au sein des occupations anthropisées. Les FH/FD sont caractérisées par des valeurs de ED et PAFRAC relativement élevées. Les CR sont caractérisés par des valeurs de ED et PAFRAC relativement faibles. L'inertie totale du plan factoriel est de 71,51 % (figure 9).

Figure 9. Analyse en composante principale réalisée avec toutes les classes d'occupation du sol et les indices spatiaux / Principal Component Analysis performed with all land cover classes and landscape spatial index.



Fragmentation des forêts primaires

- 39 La comparaison de NP, ED et MPS sur la période d'observation indique la fragmentation progressive des forêts primaires en faveur des classes anthropiques (tableau 9). En effet, l'augmentation du nombre (+310) et de la densité du périmètre de taches des forêts primaires (+14 m/ha) ainsi que la diminution considérable de leur aire moyenne

(-223 ha) démontrent un niveau élevé de fragmentation de ces forêts. Les grandes valeurs de la variation absolue (SD) et relative (CV) de l'aire occupée par les forêts primaires sur l'ensemble de la période d'observation montrent que l'aire des taches des forêts primaires n'était pas uniforme. La dispersion des taches forestières s'évalue grâce à la distance moyenne séparant deux taches voisines (MNN). Cette distance augmente de 4,27 mètres entre 1984 et 2018. La plus grande dispersion est observée en 2005 alors qu'elle est moins importante en 1984 comparativement aux autres années.

Tableau 9. Mesure de la fragmentation analysée à l'échelle des forêts primaires / Fragmentation index analyzed at the primary forest level.

Années	Tache		Périmètre	Aire (ha)		
	NP (#)	MNN (m)	ED (m/ha)	MPS	CV	SD
1984	156	119,30	8,63	310,52	1239	3847,4
1986	177	126,82	9,55	271,45	1319	3580,48
1990	270	118,61	13,18	172,97	1625,85	2812,28
1994	317	120,11	16,19	143,85	1761,06	2533,21
2001	326	120,90	16,28	132,06	2117,61	2002,36
2005	423	127,75	16,9	99,47	1774,76	2343,77
2010	455	128,04	19,54	94,56	2098,79	1883,88
2015	460	125,28	21,58	89,76	1432,03	1424,38
2018	466	123,57	22,64	87,27	2107,32	1839,01
2018-1984	310	4,27	14,01	-223,25	868,32	-2008,39

NP (Nombre de taches) ; MNN (Distance euclidienne entre les taches voisines) ; ED (Densité du périmètre) ; MPS (Superficie moyenne des taches) ; CV (Coefficient de Variation) ; SD (Écart-type) / NP (Number of Patches) ; MNN (Mean Euclidean Nearest Neighbor Distance) ; ED (Edge density) ; MPS (Mean Patch Size) ; CV (Coefficient of Variation) ; SD (Standard Deviation).

Discussion

- 40 La présente étude a révélé une augmentation régulière de l'anthropisation dans la région forestière de Babagulu entre 1986 et 2018. La perte des forêts primaires a été observée sur l'ensemble de la période d'observation (4278 ha, soit un taux annuel de 0,54 % entre 1984 et 2001 et 3678 ha, soit un taux annuel de 0,51 % entre 2001 et 2018). Ces résultats concordent avec ceux d'autres travaux (Kyale *et al.*, 2019 ; Barima *et al.*, 2016 ; Muyaya Kalambay *et al.*, 2016 ; Katembera Ciza *et al.*, 2015) tant dans les aires protégées que dans les forêts n'appartenant pas au domaine classé. Comparativement aux résultats des travaux de Kyale *et al.* (2019) sur la réserve biosphère de Yangambi et de Gillet *et al.* (2016) en Asie tropicale (0,58 %), nos résultats ont révélé une

déforestation moins prononcée dans la région forestière de Babagulu. Toutefois, ils sont relativement supérieurs à ceux de Muyaya Kalambay *et al.* (2016) dans le domaine de chasse et la réserve de Bombo-Lumene, situés non loin de Kinshasa (0,46 % par an entre 2000 et 2015) et de Gillet *et al.* (2016) en Amérique tropicale (0,51 %). Aussi, les taux annuels de déforestation obtenus dans le cadre de cette étude restent supérieurs à la moyenne nationale estimée à 0,20 % par an (Duveiller *et al.*, 2008). L'analyse des taux de déforestation montre que celle-ci est très importante entre 1984 et 2001 comparée à celle observée entre 2001 et 2018. Ceci est probablement dû à la deuxième guerre du Congo qui a causé des déplacements des populations du Kivu et de l'Ituri vers les régions moins touchées et où les terres agricoles sont disponibles (Yanggen et Doremus, 2010). La lecture des matrices de transition révèle que la composition du paysage au profit des classes anthropiques (friche/forêt dégradée et complexe rural). Ce constat est partagé par plusieurs auteurs (Ousmane *et al.*, 2020 ; Kyale *et al.*, 2019 ; Agbanou *et al.*, 2018). En effet, la classe des friches/forêts dégradées est celle qui connaît un accroissement plus important comparativement à la classe des complexes ruraux. Son accroissement est très marqué à partir de 2001 et reste soutenu jusqu'en 2018. En effet, l'activité agricole est en plein accroissement dans la périphérie de la ville de Kisangani (Marechal, 2012).

- 41 Les résultats indiquent aussi que l'anthropisation du paysage est plus marquée à l'extérieur qu'à l'intérieur de la réserve forestière de Babagulu. En effet, les perturbations des forêts observées dans la réserve sont situées le long de la route nationale 4 (RN4). Ces perturbations des forêts sont notamment liées aux travaux d'entretien et réouverture de la RN4 réalisés dans le cadre du projet de réouverture et d'entretien des routes hautement prioritaires (PRO - ROUTES) (AECOM, 2017). Ces travaux ont débuté en 2008, leurs impacts sont perceptibles sur les cartes d'occupation du sol de 2010, 2015 et 2018. Kabuanga, (2017) affirme que ces travaux ont influencé significativement la variation des proportions forestières sur la bande de 0 à 5 km de part et d'autre de la RN4 entre 2013 et 2017. Ce constat a été déjà fait par Bamba *et al.* (2010) sur les routes de l'ancienne province Orientale. La RN4 fragmente la réserve en deux blocs (figure 10). Le bloc sud-est le plus exploré alors que le bloc nord semble peu connu (Kahenga, 2017). D'aucuns pensent que la réserve, particulièrement le bloc nord, a été mise en défense compte tenu des éventuelles mines antipersonnel. Ces mines datent probablement de la deuxième guerre du Congo (Nackoney *et al.*, 2014 ; Smouts, 2000). L'anthropisation reste très limitée à l'intérieur de la réserve, car les forêts dans la réserve appartiennent au domaine classé l'État congolais, selon le code forestier. En conséquence, les écogardes assurent la surveillance dans la réserve ce qui y limite significativement les pressions (Kahenga, 2017). Bien que cette réserve ne figure pas dans la liste d'inventaire des aires protégées en République Démocratique du Congo (UICN/PACO, 2010), elle reste l'une des rares réserves forestières peu perturbées dans la périphérie de Kisangani (Kyale *et al.*, 2019 ; Mikwa *et al.*, 2016 ; Katembera *et al.*, 2015 ; Bamba *et al.*, 2010 ; Mikwa, 2012 ; Mikwa, 2010) abritant une biodiversité exceptionnelle (Kahenga, 2017).

Figure 10. Route nationale numéro 4 / National Highway Number 4.



- 42 Les résultats d'analyse de la structure spatiale révèlent la fragmentation des forêts primaires. De nombreuses études indiquent que la fragmentation se traduit par l'augmentation du nombre de taches et la réduction de l'indice du plus grand fragment (Voroventii, 2015 ; Kadiogullari et Baskent, 2008 ; Kamusoko et Aniya, 2007). Toutefois, l'analyse des indices spatiaux au niveau des forêts primaires dans cette étude a indiqué que l'augmentation du nombre de taches (NP) était liée à la réduction de la superficie moyenne des taches (MPS). Ceci a conduit à l'augmentation de l'isolement des taches (MNN) et la réduction de la densité de périmètre des taches (ED). La fragmentation est considérée par plusieurs auteurs comme le premier indicateur de l'anthropisation (Hamad *et al.*, 2018 ; Kayiranga *et al.*, 2016 ; Kadiogullari et Baskent, 2008). La fragmentation des forêts primaires est plus préoccupante, car elle crée un déséquilibre naturel de forme, de taille et de répartition des espèces et des éléments dans le paysage (Munguía-Rosas et Montiel, 2014). De plus, le morcèlement de la couverture forestière met en péril la durabilité écologique du massif. Les écologistes ont constaté que de petites zones de vestiges ne peuvent réussir à préserver la diversité des espèces (Harrison et Bruna, 1999).
- 43 De manière générale, la structure et la composition du paysage ont beaucoup changé. Le paysage s'est fragmenté dans la partie extérieure de la réserve en raison de la croissance démographique et des activités socio-économiques entre 1984 et 2018 (Defourny *et al.*, 2011). De plus, des causes indirectes ou sous-jacentes ont été identifiées comme des facteurs sociaux, économiques, déficit de l'administration, politiques et démographiques, qui ont favorisé la croissance économique (FACET, 2010). D'autre part, la littérature s'accorde que les changements directs sont liés à l'agriculture itinérante sur brûlis (figure 11), à l'utilisation de bois énergie, à l'exploitation artisanale du bois et à la réouverture de la route nationale (Tshimbangu, 2001). L'augmentation des activités agricoles a entraîné une anthropisation du paysage sur l'ensemble de la période

d'observation. L'absence d'une politique agricole claire, les conditions politiques (DIAF, 2017) et le développement économique ont entraîné une dégradation substantielle de l'environnement naturel, du moins dans la périphérie de la réserve.

Figure 11. Champs de riz. L'agriculture itinérante sur brulis est l'une des causes majeures de l'anthropisation du paysage de la région forestière de Babagulu / Rice fields. Shifting rubble farming is one of the major causes of landscape anthropization in the Babagulu Forest Region.



Conclusion

- 44 Cette étude a permis de caractériser la dynamique d'anthropisation du paysage dans la région forestière de Babagulu. Les résultats obtenus illustrent, d'une part, une nette progression des zones anthropiques, particulièrement le long de la route nationale 4 (Kisangani - Beni), et, d'autre part, la fragmentation des forêts primaires. En effet, l'anthropisation est plus marquée à l'extérieur de la réserve forestière de Babagulu. Ces résultats confirment les deux hypothèses émises selon lesquelles (i) l'anthropisation du paysage forestier de la région de Babagulu est un phénomène continu depuis plusieurs années et (ii) cette anthropisation conduit à la fragmentation et la déforestation des forêts primaires. Les taux de déforestation élevés sur l'ensemble de la période d'observation constituent un indicateur quant aux limites des politiques de gestion environnementales à l'œuvre dans le pays (extension des aires protégées, foresterie communautaire, REDD+, etc.). La grande inquiétude réside sur l'anthropisation de ce paysage qui comprend de moins en moins de forêts primaires, habitats prioritaires de la biodiversité de cette zone. L'analyse des métriques paysagères montre une tendance élevée à la fragmentation des forêts primaires. Compte tenu des résultats obtenus, l'encadrement effectif de l'utilisation des terres en dehors de la réserve forestière de Babagulu semble nécessaire. La sensibilisation et l'amélioration du système agraire par des techniques d'agroforesterie (particulièrement les agro-forêts, qui conviennent bien

à la région) doivent être au centre des stratégies en vue de la sédentarisation des activités agricoles.

Remerciements

- 45 Les auteurs remercient Ahmed Batti pour avoir facilité l'accès à la clé du logiciel de traitement des images satellitaires. Ils remercient aussi le Bureau d'étude en gestion environnementale et sociale (BEGES COWATERSOGEMA) pour l'accès à la connexion Internet et Tutu Rutaha Abakonzi Yves pour avoir facilité l'accès à la zone d'étude. Les auteurs témoignent leurs reconnaissances aux deux relecteurs anonymes pour leurs commentaires qui ont contribué à l'amélioration la qualité du manuscrit originale.

BIBLIOGRAPHIE

AECOM, 2017, Suivi de la déforestation le long des routes nationales, Rapport 3, AECOM/MITPR, Kinsaha, 97 p.

Agbanou, T., M. Paegelow, I. I. Toko et B. Tente, 2018, Modélisation des changements d'occupation des terres en région Soudanienne au Nord-Ouest du Benin, *European Scientific Journal* [en ligne], 14 (12), URL : <https://eujournal.org/index.php/esj/article/view/10788>, DOI : <https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n12p248> , consulté le 13 mai 2019

Amani, Y.I.C., 2011, *Vegetation patterns and role of edaphic heterogeneity on plant communities in semi-deciduous forest from Congo basin*, Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, 262 p, [en ligne] URL : https://explore.lib.uliege.be/discovery/fulldisplay/alma9920733178602321/32ULG_INST:MOSA

Bamba, I., M. S. Yedmel, et J. Bogaert, 2010, Effets des routes et des villes sur les forêts denses dans la province Orientale de la République Démocratique du Congo, *European Journal of Scientific Research*, 43, pp. 417-429.

Barima, Y. S. S., A. T. M. Kouakou, I. Bamba, Y. C. Sangne, M. Godron, J. Andrieu, et J. Bogaert, 2016, Cocoa crops are destroying the forest reserves of the classified forest of HautSassandra (Ivory Coast). *Global Ecology and Conservation*, 8, pp. 85-98, DOI : 10.1016/j.gecco.2016.08.009

Defourny, P., C. Delhage et L. Kibambe, 2011, *Analyse quantitative des causes de la déforestation et de la dégradation des forêts en République Démocratique du Congo*, Rapport final, ULC/ELI-Géomatique Université Catholique de Louvain, Louvain-la-neuve, Belgique, 104p, [en ligne] URL : <https://www.unredd.net/documents/un-redd-partner-countries-181/africa-335/democratic-republic-of-the-congo-189/studies-publications-and-other-resources-500/15896-analyse-quantitative-des-causes-de-la-déforestation-et-de-la-dégradation-des-forêts-en-république-démocratique-du-congo-rapport-final.html>

Direction des inventaires et aménagements forestiers (DIAF), 2017, Normes de Macro-zonage Forestier - Guide opérationnel, Direction des inventaires et aménagements forestiers, République

démocratique du Congo, 20 p, URL : https://usfcentralafrica.org/wp-content/uploads/2017/10/GUIDE-OPERATIONNELNormes-de-Macrozonage-Forestier_FR.pdf

Duveiller, G., P. Defourny, B. Desclée et P. Mayaux, 2008, Deforestation in Central Africa: Estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically-distributed Landsat extracts, *Remote Sensing of Environment*, 112, pp. 1969-1981, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.07.026>

Ernault, A., S. Freire-Diaz, E. Langlois et D. Alard, 2006, Are similar landscapes the result of similar histories? *Landscape Ecology*, 21, pp. 631-639, DOI : [10.1007/s10980-005-5321-1](https://doi.org/10.1007/s10980-005-5321-1)

Forêts d'Afrique centrale évaluées par télédétection (FACET), 2010, Étendue et perte du couvert forestier en République démocratique du Congo de 2000 à 2010, Université d'État du Dakota du Sud, Brookings, Dakota du Sud, États-Unis d'Amérique, 66 p, [en ligne] URL : https://www.osfac.net/osfactpshare/FACET/DRC/DRC_FACET_Atlas_LR.pdf

Gérard, P., 1960, Étude de la forêt dense à Gilbertiodendron dewevrei dans la Région de l'Uélé, *Publ. INEAC, Série Scientifique*, 87, pp. 1-159

Germain, R. et C. Evrard, 1956, Étude écologique et phytosociologique de la forêt à *Brachystegia laurentii*, Bruxelles. *Publ. INEAC., Série Scientifique*, 6, pp. 7-102.

Gillet, P., C. Vermeulen, L. Feintrenie, H. Dessard et C. Garcia, 2016, Quelles sont les causes de la déforestation dans le bassin du Congo ? Synthèse bibliographique et études de cas, *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 20 (2) pp. 183-194, DOI : [10.25518/1780-4507.13022](https://doi.org/10.25518/1780-4507.13022), [en ligne] URL : <http://www.pressesagro.be/base/text/v20n2/183.pdf>

Hamad, R., K. Kolo, et H. Balzter 2018, Post-War Land Cover Changes and Fragmentation in Halgurd Sakran National Park (HSNP), *Kurdistan Region of Iraq, Land*, 7, 38 pp. 47-63. DOI: <https://doi.org/10.3390/land7010038>

Hansen, M. C., P. V. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. A. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S. V. Stehman, S. J. Goetz, T. R. Loveland, A. Kommareddy, A. Egorov, L. Chini, C. O. Justice et J. R. G. Townshend, 2013. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change, *Science*, 342: pp. 850-53, DOI: [10.1126/science.1244693](https://doi.org/10.1126/science.1244693)

Harrison, S. et E. Bruna, 1999, Habitat fragmentation and large-scale conservation: What do we know for sure? *Ecography*, 22, pp. 225-232, DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1999.tb00496.x>

Hart, T. B., 1985, The ecology of a single-species-dominant forest and a mixed forest in Zaire, Africa, Thèse de doctorat, Michigan State University, East Lansing, 215 p.

Kabuanga, J. M., 2017, Analyse de la déforestation le long des axes PRO-ROUTRES entre 2013 - 2015, Rapport de Consultance, Ministère des Infrastructures, Travaux Publics et Reconstruction, Cellule Infrastructures, Projet PROROUTES/BEGES, 35 p.

Kadiogullari, A.I. et E.Z. Baskent, 2008, Spatial and temporal dynamics of land use pattern in Eastern Turkey: A case study in Gümü, shane. *Environ. Monit. Assess.*, 138, pp. 289-303, DOI : <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9798-8>

Kahenga, J., 2017, Cartographie des végétations du bloc sud de la Réserve Forestière de Babagulu (route Ituri, Ubundu, Province de la Tshopo), Mémoire de licence, Faculté des sciences, Université de Kisangani, 66 p.

Kamusoko, C. et M. Aniya, 2007. Land use/cover change and landscape fragmentation analysis in the Bindura District, Zimbabwe. *Land Degrad. Dev.*, 18, pp. 221-233, DOI : <https://doi.org/10.1002/ldr.761>

- Katembera Ciza S., J. F. Mikwa, A. Cirhuza Malekezi, V. Gond, F.B. Boyemba, 2015, Identification des moteurs de déforestation dans la région d'Isangi, République démocratique du Congo. Bois et Forêts des Tropiques, 324 (2), pp. 29-38, DOI : <https://doi.org/10.19182/bft2015.324.a31264>
- Kayiranga, A., A. Kurban, F. Ndayisaba, L. Nahayo, F. Karamage, A. Ablekim, H. Li et O. Ilniyaz, 2016. Monitoring forest cover change and fragmentation using remote sensing and landscape metrics in Nyungwe-Kibira park, Journal of Geoscience and Environment Protection, 4, pp. 13-33, DOI: 10.4236/gep.2016.411003
- Koppen, W., 1936, Das geographische System der Klimate, in: Handbuch der Klimatologie, edited by: "Koppen, W. and Geiger, G., 1. C. Gebr, Borntraeger, 1-44, [en ligne] URL : http://koeppen-geiger.vu-wien.ac.at/pdf/Koppen_1936.pdf
- Kyale, K.J., D. A. Wardell, J.-F. Mikwa, J. M. Kabuanga, A. M. Monga Ngonga, J. Oszwald et C. Doumenge, 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, pp. 15-28, DOI : <https://doi.org/10.19182/bft2019.341.a31752>
- Lebrun, J. et G. Gilbert, 1954, Une classification écologique des Forêts du Congo, Bruxelles, Publ. INEAC. Série Scient, W63, 89 p
- Marechal, J., 2012, Caractérisation de l'occupation du sol dans la ville de Kisangani (RD Congo) et sa périphérie entre 2002 et 2010, Mémoire de Master pour l'obtention du diplôme de bio-ingénieur en gestion des forêts et des espaces naturels, Agro bio tech., Université de Liège, 76p.
- McGarigal, K., S. Cushman, M. Neel et E. Ene, 2002. FRAGSTATS : Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps, Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst, [en ligne] URL : www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html
- Mikwa, N., 2010, Evaluation par télédétection des effets de la déforestation et de la dégradation des forêts des environs des Kisangani cas de la région forestière de Masako, Mémoire de DES, UNIKIS/FSA, 51 p.
- Mikwa, N., 2012, Assessment of forest degradation in the Yoko Reserve forest using remote sensing, Mémoire de Master, Gent University, 61p.
- Mikwa, N., M. Kabuanga, S. Anitambua, M. Kahindo et SM. Nshimba, 2016, Analyse prospective de la déforestation estimée par télédétection dans la réserve de biosphère de Yangambi (Tshopo, RDC), International Journal of Innovation and Scientific Research, 24 (2), pp. 236-254.
- Munguía-Rosas, M.A. et S. Montiel, 2014, Patch size and isolation predict plant species density in a naturally fragmented forest. PLoS ONE, 9(10) : e111742, DOI : <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0111742>
- Muyaya Kalambay, B., J. P. Rudant, R. Lumbuenamo, M. Beland et B. Riera, 2016, Dynamique spatiale du domaine de chasse et réserve de Bombo Lumene entre 2000 et 2015 par imagerie satellitaire optique, International Journal of Innovation and Applied Studies, 2 (18) pp. 559-568, [en ligne] URL : <http://www.ijias.issr-journals.org/abstract.php?article=IJIAS-16-184-01>
- Nackoney, J., G. Molinario, P. Potapov, S. Turubanova, M. C. Hansen et T. Furuichi, 2014, Impacts of civil conflict on primary forest habitat in northern Democratic Republic of the Congo, 1990-2010, Biological Conservation, 170, pp. 321-328. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.12.033>

Oszwald, J., A. Lefebvre, X. Arnault, De Sartre, M. Thales et V. Gond, 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, *Revue Télédétection*. vol. 9 (2), pp. 337-345.

Ousmane, S., H. N'da Dibi, K. Kouassi H., K. E. Kouassi et K. Ouattara, 2020, Crises politico-militaires et dynamique de la végétation du Parc national du Mont Péko en Côte d'Ivoire, *Bois et Forêts des Tropiques*, 343, pp. 27-37, DOI : <https://doi.org/10.19182/bft2020.343.a31837>

Peel, M. C., B. L. Finlayson et T. A. McMahon, 2007, Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification, *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, European Geosciences Union, 4 (2), pp. 439-473, [en ligne] URL : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00298818>

Pontius, R. G. Jr., 2000, Quantification error versus location in comparison of categorical maps, *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*. Vol 66 (8), pp. 1011-1016.

Puyravaud, J. P., 2002, Standardizing the calculation of the annual rate of deforestation, *Forest Ecology and Management*, 177 : pp 593-596, DOI : [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00335-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00335-3)

Richards, J.A., 1999, *Remote Sensing Digital Image Analysis*, Springer-Verlag, Berlin, p. 240.

Sabongo, Y., 2015, Étude comparative de la structure et de la diversité des forêts monodominantes à Gilbertiodendron dewevrei (De Wild.) J. Léonard des régions de Kisangani et de l'Ituri (R.D.Congo), Thèse de doctorat, Université de Kisangani, 173 p.

Skupinski, G., D. Binhtran et C. Weber, 2009, Les images satellites Spot multi-dates et la métrique spatiale dans l'étude du changement urbain et suburbain – Le cas de la basse vallée de la Bruche (Bas-Rhin, France), *Cybergeo : European Journal of Geography* [En ligne], Systèmes, Modélisation, Géostatistiques, article 439, mis en ligne le 12 mars 2009, URL : <http://cybergeo.revues.org/21995> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/cybergeo.21995> , consulté le 11 février 2018

Smouts, M.-C., 2000, Un monde sans bois ni lois. La déforestation des pays tropicaux. *Critique Internationale*, 9 (1), pp. 131-146, doi : <https://doi.org/10.3406/criti.2000.1630>

Service permanent d'inventaire d'aménagement forestier (SPIAF), 2007, Normes de stratification forestière, Guide opérationnel, ministère de l'Environnement conservation de la nature, eaux et forêts. Kinshasa, R D Congo, 23 p.

Terada, S., J. Nackoney, T. Sakamaki, M.N. Mulavwa, T. Yumoto et T. Furuichi, 2018, Comparative use of inundated habitats by great apes in the Congo Basin: A case study of swamp forest use by bonobos at Wamba, Democratic Republic of the Congo. In: A.A. Barnett, I. Matsuda and K. Nowak, Eds, *Primates in Flooded Habitats: Ecology and Conservation*, Cambridge University Press.

Tshimbangu, K. W. T., 2001. Étude du déboisement et de la crise de combustible ligneux en tant que source d'énergie domestique à Kinshasa (République Démocratique du Congo), Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, Belgique.

Tyukavina, A., M.C. Hansen, P. Potapov, D. Parker, C. Okpa, S.V. Stehman, I. Kommareddy et S. Turubanova, 2018, Congo Basin forest loss dominated by increasing smallholder clearing, *Science advances*, 4 (11), eaat2993, DOI : <https://doi.org/10.1126/sciadv.aat2993>

Union internationale pour la conservation de la nature/Programme Afrique centrale et Occidentale (UICN/PACO), 2010, Parcs et réserves de la République Démocratique du Congo : évaluation de l'efficacité de gestion des aires protégées, Ouagadougou, BF : UICN/PACO 148 p., [En ligne] URL : <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2010-100.pdf>

Van Wambeke, A., P. Gilson et R. Gutzwiller, 1956, Notice explicative de la carte des sols et de la végétation du Congo belge et du Ruanda-Urundi, 6, Yangambi : planchette 2 : Yangambi A et B, Bruxelles : Publ. INEAC., 35 p.

Vande weghe, J.P., 2004, Forêts d'Afrique Centrale, La nature et l'homme. Éd. Lannoo SA Tiel-Belgique, 367 p.

Vorovencii, I., 2015, Quantifying landscape pattern and assessing the land cover changes in Piatra Craiului National Park and Bucegi Natural Park, Romania, using satellite imagery and landscape metrics, Environ. Monit. Assess., 187, 692, DOI : <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4909-4>

World Resources Institute et ministère de l'Environnement, Conservation de la nature et Tourisme de la République Démocratique du Congo (WRI et MECNT), 2010, Atlas forestier interactif de la République Démocratique du Congo - version 1.0 : Document de synthèse, Washington, D.C. : World Resources Institute.

Yanggen, D. et J. Doremus, 2010, USAID's Monitoring and Evaluation System for CARPE: Lessons Learned from a Large-Scale Regional Environmental Conservation Programme, dans: Yanggen, D., Angu, K. et Tchamou, N. (Eds), Landscape-Scale Conservation in the Congo Basin: Lessons Learned from the Central African Regional Program for the Environment (CARPE).. Gland, Switzerland : IUCN, pp. 222-227

NOTES

1. [En ligne] URL : www.ittvis.com/envi
2. [En ligne] URL : www.esri.com

RÉSUMÉS

La région forestière de Babagulu concerne ici la Réserve forestière de Babagulu (RFB) et sa périphérie. En République Démocratique du Congo, la région forestière de Babagulu subit des pressions anthropiques suite notamment à sa proximité par rapport à la ville de Kisangani. Ces pressions anthropiques restent peu documentées et leurs impacts sur ce paysage forestier demeurent mal connus. Le but de cette étude est de faire un suivi régulier de l'anthropisation du paysage de la région forestière de Babagulu. L'approche méthodologique adoptée est basée sur les techniques de la télédétection, de la cartographie et de l'écologie du paysage. Les images satellitaires Landsat TM (1984, 1986, 1990, 1994 et 2010), ETM+ (2001 et 2005) et OLI (2015 et 2018), toutes de 30 mètres de résolution spatiale, ont été mobilisées pour cartographier l'occupation du sol en trois classes (forêt primaire, friches/forêts dégradées et complexe rural). Le calcul de dix indices spatiaux a permis de caractériser la composition et la configuration du paysage entre 1984 et 2018. Ces indices spatiaux comprennent le nombre de taches, la taille moyenne des taches, sa variation absolue et relative, la densité du périmètre, l'indice d'agrégation, l'indice du plus large fragment, indice de forme du paysage, la distance euclidienne moyenne au plus proche voisin, la dimension fractale et l'indice de contagion. Les résultats montrent une régression significative de la forêt primaire au profit des classes anthropiques (complexes ruraux et friches/forêts dégradées) tant à l'extérieur ($R^2 = 0,98$; $p < 0,01$) qu'à l'intérieur ($R^2 = 0,99$; $p < 0,01$) de la

réserve. La structure paysagère se complexifie au fil des années. Il est également à noter une fragmentation progressive des forêts primaires mises en évidence par l'augmentation continue du nombre (+310) et de la densité des périmètres des taches (+14 m/ha) ainsi que la diminution remarquable de leur aire moyenne (-223 ha). Aussi, la distance moyenne séparant deux taches voisines a augmenté, passant de 119,30 mètres en 1984 à 123,57 mètres en 2018 (soit un écart de 4,27 mètres) signalant un isolement accru des taches. Ces résultats montrent la nécessité de l'encadrement effectif de l'utilisation des terres en dehors de la réserve afin de préserver la biodiversité qui s'y trouve.

The Babagulu forest region here concerns the Babagulu Forest Reserve (BFR) and its periphery. In the Democratic Republic of Congo, the forest region of Babagulu is under anthropogenic pressure, notably due to its proximity to the city of Kisangani. These anthropic pressures remain little documented and their impacts on this forest landscape remain poorly understood. The purpose of this study is to regularly monitor the anthropization of the landscape of the RFB. The methodological approach adopted is based on techniques of remote sensing, cartography and landscape ecology. The Landsat TM (1984, 1986, 1990, 1994 and 2010), ETM + (2001 and 2005) and OLI (2015 and 2018) satellite images, all of 30m spatial resolution, were used to map the land cover in three classes (primary forest, fallow land/degraded forest and rural complex). The calculation of ten spatial indices made it possible to characterize the composition and configuration of the landscape between 1984 and 2018. These spatial indices include the number of spots, the average spot size, the perimeter density, the aggregation index, largest fragment index, landscape shape index, mean Euclidean distance to nearest neighbor and fractal dimension, variation and absolute, fractal dimension and contagion index. The results show a significant regression of the primary forest for the benefit of the anthropic classes (rural complexes and fallow land and degraded forests) outside ($R^2= 0.98$; $p < 0.01$) than inside ($R^2= 0.99$; $p < 0.01$) of the reserve. The landscape structure becomes more complex over the years. It should also be noted that there is a gradual fragmentation of primary forests highlighted by the continuous increase in the number (+310) and the density of patch perimeters (+14 m/ha) and the impressive decrease in their average area (-223 ha). Also, the average distance separating two neighboring spots increased from 119.30 meters in 1984 to 123.57 meters in 2018 (a difference of 4.27 meters) signaling an increased isolation of the spots. These results show the need for effective management of land use outside the reserve in order to preserve the biodiversity found there.

INDEX

Keywords : Babagulu, deforestation, fragmentation, Landsat, land use

Mots-clés : Babagulu, déforestation, fragmentation, Landsat, occupation du sol

AUTEURS

JOËL MASIMO KABUANGA

Université de Kisangani, Faculté de gestion des ressources naturelles renouvelables, département d'aménagement des écosystèmes, option de conservation de la biodiversité, BP 2012 Kisangani, République Démocratique du Congo, courriel : mkabuang@hotmail.com

BLAISE ADIPALINA GUGUYA

Université de Kisangani, Faculté de gestion des ressources naturelles renouvelables, département d'aménagement des écosystèmes, option de conservation de la biodiversité, BP 2012 Kisangani, République Démocratique du Congo, courriel : adipalinaadia@gmail.com

ELVIS NGENDA OKITO

Université de Kisangani, Faculté de gestion des ressources naturelles renouvelables, département d'aménagement des écosystèmes, option de conservation de la biodiversité, BP 2012 Kisangani, République Démocratique du Congo, courriel : elvisokito14@gmail.com

NICOLAS MAESTRIPIERI

TerraNIS, 12 Avenue de l'Europe, 31520 Ramonville, France, courriel : nicolas.maestriperi@gmail.com

MEHDI SAQALLI

CNRS (UMR 5602 GEODE) Maison de la Recherche de l'Université du Mirail, 5, Allées A. Machado, 31058 Toulouse Cedex 1, France, courriel : mehdi.saqalli@univ-tlse2.fr

VIVIEN ROSSI

Cirad UR Forêts et Sociétés, Laboratoire de botanique systématique et d'écologie, École nationale supérieure de l'Université Yaoundé I, B.P. 047 Yaoundé, courriel : vivien.rossi@cirad.fr

LÉON IYONGO WAYA MONGO

Service d'écologie du paysage et systèmes de production végétale, Université Libre de Bruxelles, Av. Franklin Roosevelt 50, CP 169, Bruxelles 1050, Belgique et Institut supérieur d'études agronomiques de Bengamisa, département des eaux et forêts, BP 202 Kisangani, République Démocratique du Congo, courriel : vivien.rossi@cirad.fr