

Analyse structurale de la dynamique forestière dans la région de l'Arc Cuprifère Katangais en République Démocratique du Congo: II. Analyse complémentaire de la fragmentation forestière

S. Cabala Kaleba^{1*}, Y. Useni Sikuzani¹, Y. Amisi Mwana², J. Bogaert³ & F. Munyemba Kankumbi¹

Keywords: Spatial pattern- Fragmentation- Katangese Copper Belt- Democratic Republic of the Congo

Résumé

La recherche du bien-être social a suscité l'émergence de diverses activités anthropiques dans l'Arc Cuprifère Katangais (A.C.K.), notamment l'exploitation minière qui a entraîné une régression importante de sa couverture forestière. Cette étude a analysé la fragmentation forestière dans l'A.C.K. de 2002 à 2015, à partir des mailles de 10 km x 10 km sur base des mosaïques d'images Landsat classifiées. Les indices de structure spatiale ont permis de révéler une déforestation importante, mais aussi une reforestation dans une moindre mesure. Les forêts de l'A.C.K. sont caractérisées par une dispersion spatiale importante qui s'est amplifiée avec le temps. Pendant que la déforestation reste largement causée par le développement agricole, la consommation de bois-énergie, l'urbanisation et les activités minières, la privatisation de certaines concessions, l'inaccessibilité et l'éloignement aux grandes agglomérations expliquent la reforestation qui est principalement observée dans certaines mailles au Sud-Est et à l'Ouest. Toutefois, la menace d'anthropisation plane sur ces forêts en régénération tant que les exploitants miniers, agriculteurs et charbonniers resteront en exercice de leurs activités.

Summary

Pattern Analysis of Forest Dynamics of the Katangese Copper Belt Region in the Democratic Republic of the Congo: II. Complementary Analysis on Forest Fragmentation

The social welfare search has led to the emergence of various anthropogenic activities in the Katangese Copper Belt (K.C.B.), including mining, which has led to a significant decline in its forest cover. This study analyzed the forest fragmentation in the K.C.B. from 2002 to 2015, using a 10 km x 10 km grid overlaid on a mosaic of classified Landsat images. Pattern metrics highlighted a significant deforestation as well as a lesser extent reforestation. The K.C.B. forest are characterized by a high spatial dispersal which increased over time. The forest degradation is largely caused by agricultural development. The reforestation observed in some south-east and south-west grids is explained by factors like the energy wood consumption, the urbanization and the mining activities, the privatization of some concessions, their inaccessibility and/or remoteness to large cities. However, anthropization endangers these regenerating forests, as long as miners, farmers and charcoal producers remain in activity.

¹Université de Lubumbashi, Faculté des Sciences Agronomiques, Lubumbashi, République Démocratique du Congo.

²Université de Lubumbashi, Faculté des Sciences, Département de Géographie, Lubumbashi, République Démocratique du Congo..

³Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique.

*Auteur correspondant: Email: sylvestrecabala@gmail.com

Reçu le 11.05.17 et accepté pour publication le 09.11.17

Introduction

La déforestation dans le monde est principalement liée à des activités humaines considérées aujourd'hui plus rentables que la préservation des forêts ou leur gestion durable (14, 18). Le phénomène de déforestation, y compris la dégradation, n'est pas récent, et concerne essentiellement les forêts tropicales (16, 17) où les conditions socioéconomiques ont une influence considérable (3, 14, 40). Dans les régions tropicales, ce phénomène est couvert par une réalité plus complexe que dans les pays développés (15, 43). En effet, la croissance démographique galopante, la pauvreté, le développement agricole et des infrastructures, l'urbanisation croissante et l'instabilité socio-politique constituent les principales causes de la fragmentation des forêts dans les régions tropicales (14, 18).

La République démocratique du Congo (R.D. Congo) a connu un contexte politique défavorable caractérisé par des conflits récurrents entraînant le déplacement des populations humaines qui cherchent refuge dans les zones boisées voisines et contraintes de s'appuyer davantage sur leur environnement naturel pour se nourrir et se loger (24, 50). D'autre part, la libéralisation du secteur minier a entraîné une importante déforestation à travers les développements infrastructurels (35, 40, 50). La zone minière de l'Arc Cuprifère Katangais (A.C.K.) n'échappe pas à cette tendance car une perte forestière intensive a été enregistrée autour des villes minières importantes, en particulier Kolwezi (16), Likasi et Lubumbashi (38, 40). De plus, Calaba *et al.* (9) ont mentionné récemment que cette déforestation est caractérisée par la dissection, la fragmentation et la suppression comme processus de transformation dominants, pendant que les informations détaillées sur la configuration des fragments de taches de forêts restent encore non explorées.

A partir de la télédétection, des systèmes d'information géographique et des indices de structure spatiale, cette étude caractérise la configuration spatiale des écosystèmes forestiers au sein de l'A.C.K. à travers les mailles de 10 km x 10 km.

Nous supposons que les écosystèmes forestiers de l'A.C.K. connaissent une forte pression anthropique qui aboutit à un isolement des unités fonctionnelles et structurales (3, 8).

Matériel et méthodes

L'A.C.K. s'étend entre 10°12' à 13°3' de latitude Sud, et 25°4' à 28°51' de longitude Est, et la zone circonscrite couvre environ 48.358 km² (7) (Figure 1). Son couvert végétal est dominé par les variantes de forêt claire zambézienne (32, 33). Les informations relatives à la description du site et aux méthodes de classification sont détaillées par Calaba *et al.* (9). Il s'agit d'images Landsat 5 (TM) et Landsat 7 (ETM+) qui ont été mosaïquées pour 2002 et Landsat 8 (OLI) pour 2015. Ces images mosaïquées ont été classifiées suivant l'algorithme du maximum de vraisemblance, sur lesquelles deux classes d'occupation du sol ont été isolées: «Forêt» et «Non Forêt» (31). L'exactitude des classifications a été évaluée à travers la précision globale et le coefficient Kappa (21, 22). Les analyses spatiales ont porté uniquement sur la classe «Forêt».

Après avoir établi une matrice de conversion cartographique, une grille à mailles de 10 km x 10 km a été appliquée sur l'emprise de la zone de l'A.C.K., dont 411 mailles entières ont été prises en considération dans l'analyse (44). Cinq indices traduisant la fragmentation forestière (34) résultant de l'anthropisation du paysage ont été calculés pour chaque maille (30, 34, 44): le nombre de taches, l'aire totale, l'aire moyenne des taches, l'indice de dominance et l'indice de dispersion spatiale; ce dernier traduit la connectivité structurale des pixels représentant les aires boisées. La dispersion des pixels de forêt a été quantifiée à travers le rapport entre le périmètre total observé des pixels représentant la forêt et le périmètre maximum théorique, équivalent à 4 fois le nombre de pixels. Lorsque sa valeur tend vers 1, il y a dispersion maximale et quand elle est inférieure à 1, il y a tendance vers une agrégation (26, 34, 36).

Le taux d'évolution des indices susmentionnés a été calculé et représenté pour déterminer leurs tendances. Il s'obtient par un rapport entre la valeur obtenue par la différence des valeurs de l'indice entre deux dates (finale-initiale) sur la valeur de l'indice à la date initiale, et est exprimé en pourcentage.

Trois grandes tendances ont été valorisées: le changement positif (+0,05 à +1; la valeur de l'indice augmente), négatif (-0,05 à -1; la valeur de l'indice diminue) et le faible changement ou intermédiaire (-0,05 à +0,05; pas de changement notable).

Les valeurs relatives ont été utilisées pour caractériser l'indice de l'aire moyenne. Elles proviennent de la valeur maximale de l'indice dans la série qui vaut 1.

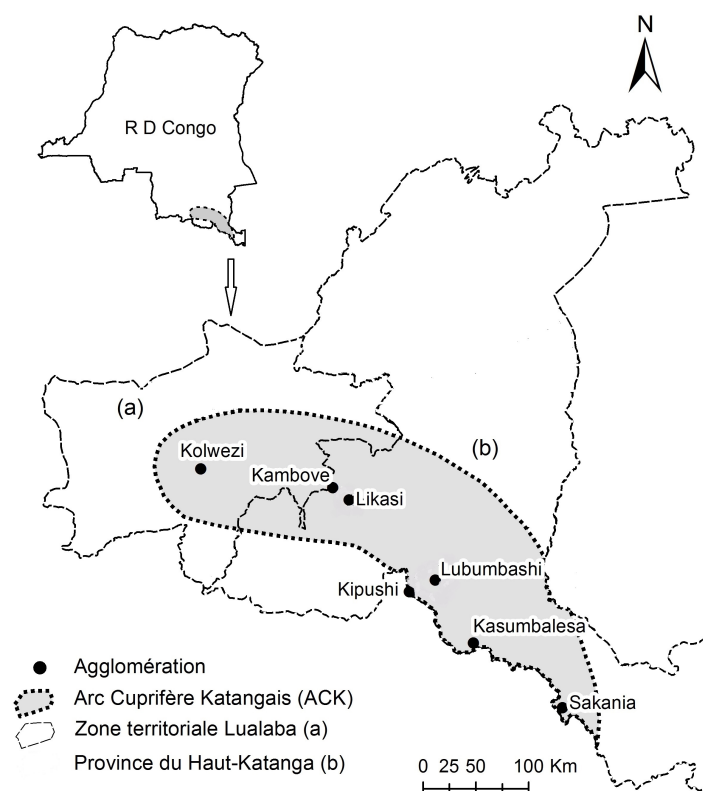


Figure 1: Délimitation approximative de la zone de l'Arc Cuprifère Katangais. Il s'agit d'une adaptation issue des cartes géologiques existantes et des missions de terrains. L'Arc Cuprifère Katangais est représenté dans les zones des provinces du Lualaba et du Haut-Katanga avec leurs grandes agglomérations.

Résultats

Cartographie et matrice de conversion

Les cartes d'occupation du sol obtenues suite aux différentes étapes de la classification des images Landsat sont présentées à la figure 2. La précision de la classification et le coefficient Kappa ont été de 98 97% et 90-95% respectivement pour les mosaïques classifiées d'images de 2002 et de 2015. Deux classes d'occupation de sol ont été valorisées: «Forêt» et «Non Forêt». La classe «Forêt» couvre une superficie inférieure à la classe «Non Forêt» qui est la matrice du paysage en 2015 et en 2002. La diminution du couvert forestier est remarquable en 2015 (41,92%) comparativement à 2002 (49,47%). Au cours de cette même période, la matrice de transition présentée sous forme cartographique a révélé une conversion de ~8%; ~34% de forêts ont été conservés.

Dynamique de la structure spatiale des écosystèmes forestiers

L'aire totale

Les proportions d'aire de la couverture forestière observées vont de 0 à 96% pour les deux dates (Figure 3). La mosaïque classifiée de 2002 (Figure 3) est majoritairement couverte par les grandes proportions de forêts dans 60% des mailles (40-100). En général, les proportions de forêts et le nombre de mailles à couverture importante de forêt diminuent entre les deux dates. Cette diminution est observée dans 61% des mailles et traduit une déforestation. Cependant, 18% des mailles présentent une tendance vers la reforestation (augmentation du couvert forestier au sein de la maille) alors que 21% des mailles accusent un changement relativement faible.

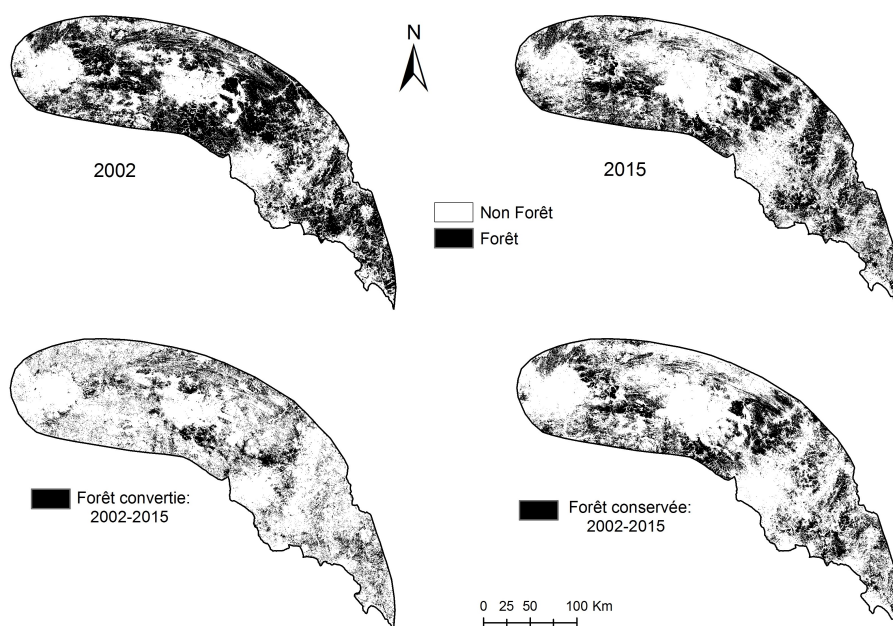


Figure 2: Cartographie de la couverture forestière de l'Arc Cuprifère Katangais pour les mosaïques classifiées de 2002 et 2015 sur base d'images Landsat TM (5), ETM+(7), OLI (8). Deux classes d'occupation de sol sont mises en évidence: «Forêt» et «Non Forêt». La classe «Forêt» couvre (49,5%) presque la même étendue que la classe «Non Forêt» en 2002 (50,5%) alors qu'en 2015, la forêt se caractérise par une régression spatiale au profit de la classe «Non Forêt». Cette régression des surfaces forestières est constatée grâce à une matrice de conversion qui met d'une part les forêts converties entre 2002 et 2015 (7,99%) et d'autre part les forêts conservées (33,96%).

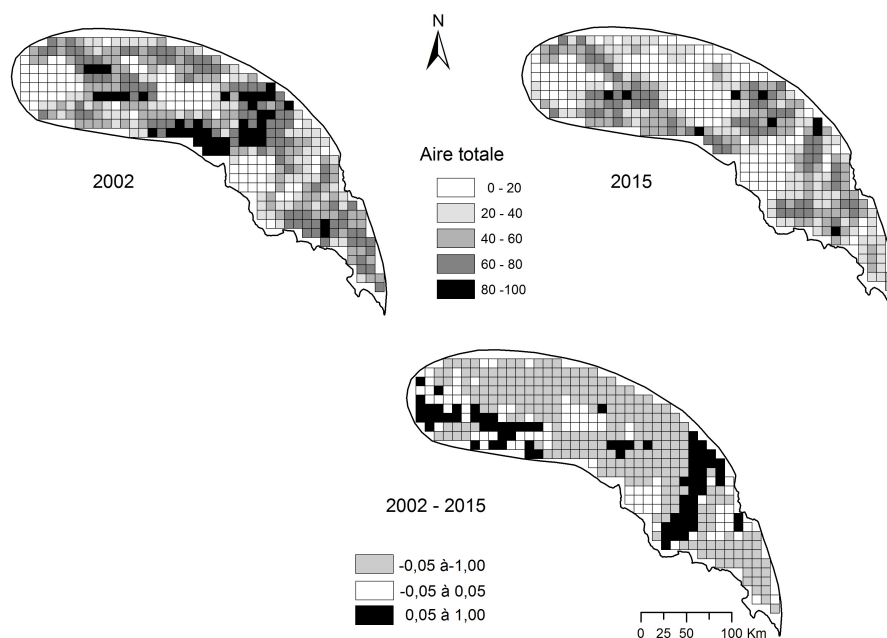


Figure 3: Evolution de la couverture spatiale de forêts en 2002 et 2015 en pourcentage. Les tendances évolutives des proportions de forêts font apparaitre des valeurs positives désignant une reforestation tandis que les valeurs négatives reflètent une déforestation. Une classe intermédiaire illustre le changement relativement faible des proportions de forêts dans les mailles.

Le nombre de taches

Le nombre de taches de forêt observé pour les deux dates (2002 et 2015) va de 1 à 800 (Figure 4). Globalement, la mosaïque classifiée de 2015 est caractérisée par un nombre de taches plus élevé dans 78% des mailles comparativement à celui de la mosaïque de 2002, ce qui suggère d'un morcellement et/ou d'une apparition de nouvelles taches. Par contre, la réduction en nombre de taches pourrait indiquer une fusion et/ou une disparition des taches. En outre, une classe intermédiaire caractérisée par un faible changement dans les deux tendances est représentée dans 15 mailles.

L'aire moyenne

Les valeurs de l'aire moyenne des taches de forêts observées entre 2002 et 2015 vont de 0,7 ha à 550 ha et sont représentées en valeur relative (Figure 5). Globalement, l'aire moyenne des forêts est inférieure à 50 ha et couvre la majorité de mailles pour les deux dates (0-0,125). En outre, elle est en général plus grande pour 2002, signe de la présence de grandes taches par rapport à 2015.

Ce résultat est confirmé par le fait que 80% des mailles connaissent une dynamique régressive de l'aire moyenne, 9% un changement relativement faible pendant que 11% des mailles ont évolué vers la reforestation, caractérisées par de plus grandes taches.

Indice de dominance

Les valeurs de l'indice de dominance pour les deux dates vont de 1 à 100% (Figure 6). La mosaïque classifiée 2002 est majoritairement couverte par des mailles dont les valeurs de l'indice sont plus élevées par rapport à la mosaïque classifiée 2015. On note que 60% des mailles ont enregistré une dynamique régressive faisant signe d'une déforestation. En outre, 22% des mailles sont caractérisées par un changement relativement faible de l'indice alors que 18% des mailles font signe d'une reforestation (augmentation de l'indice de dominance).

Indice de dispersion spatiale

Les valeurs de l'indice de dispersion pour les deux dates (2002-2015) sont généralement faibles (0,009 à 0,475) (Figure 7) traduisant globalement que les pixels de forêts sont moins dispersés pour les deux dates. Toutefois, ils sont apparus davantage dispersés en 2015 comparativement à 2002, par une augmentation des valeurs de l'indice de dispersion. Ce résultat est révélé à travers le taux d'évolution de cet indice dont 4% des mailles sont caractérisées par un faible changement tandis que près de 17% des mailles ont enregistré une tendance d'agrégation de pixels contre 79% des mailles qui ont manifesté une tendance vers un éloignement des pixels de forêts.

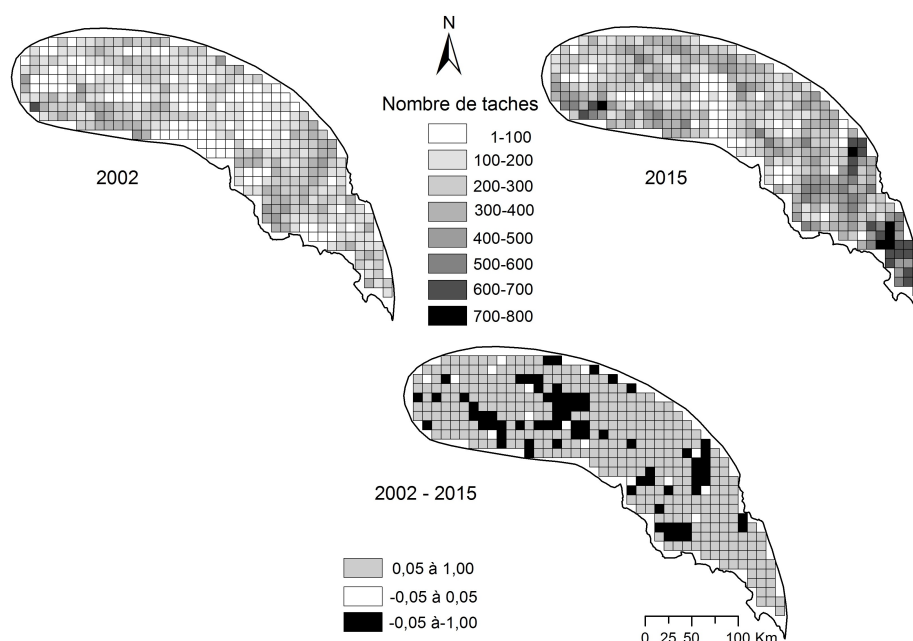


Figure 4: Evolution du nombre de taches de forêts de 2002 à 2015 dont les valeurs vont de 1 à 800. Une augmentation du nombre de taches est censée la conséquence d'un morcellement des habitats forestiers. Une diminution du nombre de taches suggère une reforestation, accompagnée d'une fusion des taches de forêt. Une classe intermédiaire entre les deux tendances est reprise pour illustrer un faible changement du nombre.

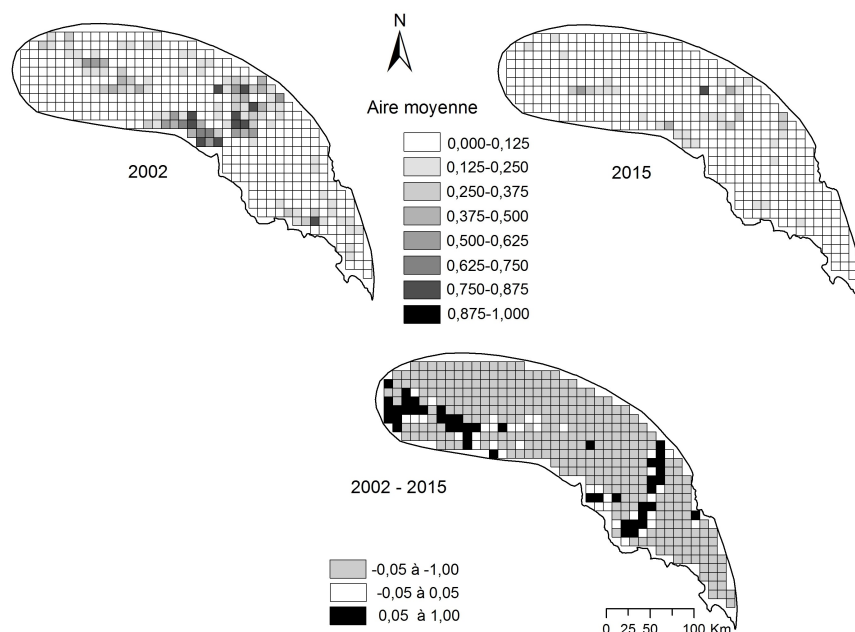


Figure 5: Evolution de l'aire moyenne des taches de forêts de 2002 à 2015 en valeur relative. Le taux d'évolution de l'aire moyenne est illustré par les mailles qui ont connu une déforestation (tendance négative), une reforestation (tendance positive) et un changement relativement peu important.

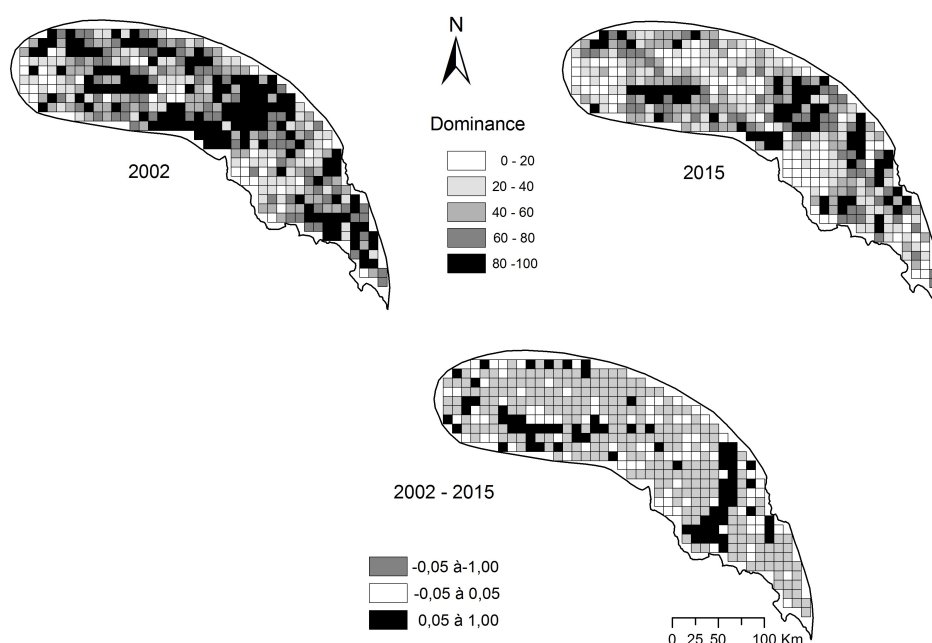


Figure 6: Evolution de l'indice de dominance des forêts entre 2002 et 2015 en pourcentage. Les tendances évolutives de cet indice font apparaître trois situations: les valeurs positives qui traduisent une reforestation, les valeurs négatives qui illustrent une déforestation et une classe intermédiaire caractérisée par des changements peu notables.

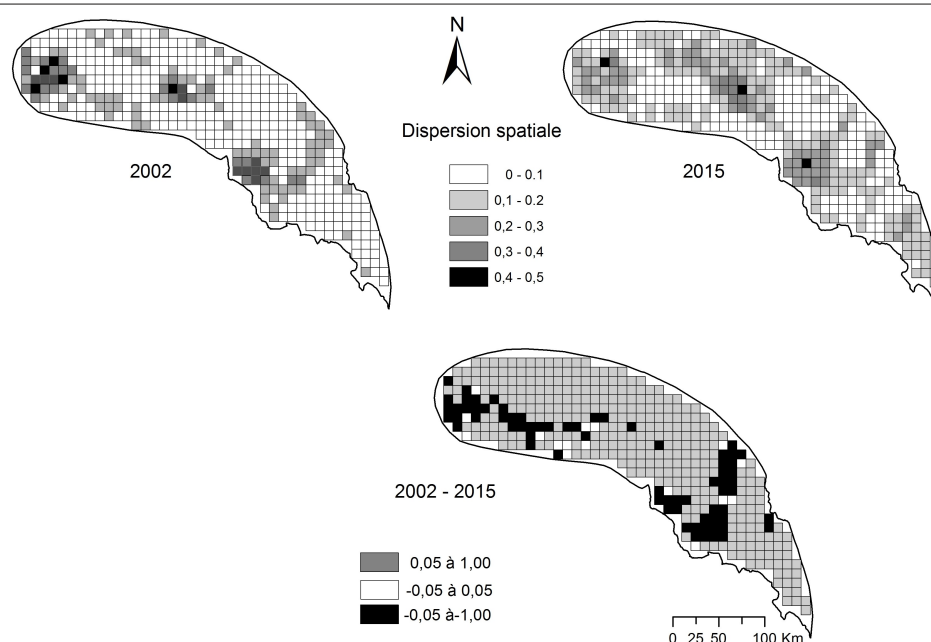


Figure 7: Evolution de l'indice de dispersion spatiale de 2002 à 2015 dont les valeurs vont de 0 à 0,5 (2002 et 2015). Les tendances positives illustrent une tendance vers une plus grande dispersion des pixels (déforestation) tandis que les valeurs négatives reflètent une agrégation des pixels (reforestation). En outre, une classe intermédiaire regroupant les mailles qui connaissent un changement peu notable de cet indice est aussi représentée.

Discussion

Pour caractériser les modifications structurales de l'occupation du sol, la cartographie, les SIG et les calculs d'indices de structures spatiales sont le plus souvent utilisés (3, 27, 39, 42). Plusieurs méthodes de classification de l'occupation du sol sont proposées.

Pour cette étude, une classification supervisée d'images Landsat à partir de l'algorithme du maximum de vraisemblance a permis d'estimer et d'identifier les caractéristiques spectrales de chaque classe (5, 12, 20, 22). L'évaluation de la classification a été faite par le biais d'une matrice de confusion (12, 20, 22) dont les valeurs du coefficient de Kappa qui en a découlé est supérieur au seuil de 85% proposé par l'USGS (United States Geological Survey) (1, 12, 22). D'autres auteurs ont fixé ce seuil à 60% sans référence aux types d'images (21, 41).

Les données de bases utilisées pour analyser la configuration spatiale des écosystèmes forestiers dans l'A.C.K. sont relatives au nombre de taches, à l'aire et au périmètre (3, 8). Ce choix d'indices a été orienté par la résolution spatiotemporelle des images satellitaires utilisées, le type de changement, le paysage lui-même et la présence d'indicateurs permanents pouvant aider à la prise de décision (2, 4, 6).

Le phénomène d'anthropisation dans un milieu naturel est généralement caractérisé par une fragmentation ou encore une dissection dans lesquelles s'observent une réduction de l'aire totale et une augmentation du nombre de taches (13, 34).

Ainsi, les indices, qui sont par ailleurs complémentaires, sont donc considérés comme des éléments essentiels dans l'analyse de la configuration du paysage (3, 16, 36, 37). Par ailleurs, la réduction de l'échelle aux mailles de 10 km x 10 km a permis de ressortir de nouvelles structures pouvant permettre d'identifier de nouveaux processus de transformation spatiale (3, 11).

Entre 2002 et 2015, les écosystèmes forestiers se caractérisent majoritairement par une déforestation, et sont donc morcelés. De nombreux auteurs affirment que les causes de la régression en quantité et en qualité des écosystèmes forestiers sont d'ordre anthropogènes (14, 15, 16, 18, 19).

Ainsi, les écosystèmes forestiers de l'A.C.K. sont en régression continue en raison notamment de l'augmentation progressive des activités anthropiques souvent occasionnées par l'émergence des activités minières (35, 45). Il y a morcellement des taches de forêts dans la majorité de mailles suggérant la présence de plusieurs processus écologiques régissant l'A.C.K. notamment: la fragmentation, la suppression et la dissection tel que l'avaient souligné Cabala *et al.* (9). Ces observations suggèrent aussi que les indices utilisés dans cette étude restent de bons indicateurs de la dynamique du paysage (3, 4, 13, 35).

Les modifications spatiales des surfaces ont eu des répercussions sur la configuration spatiale des écosystèmes forestiers. Les pixels représentant les zones boisées s'éloignent de plus en plus entre les deux dates considérées.

La conquête des sols fertiles pour l'agriculture, la coupe de bois-énergie et de plus en plus l'exploitation du bois d'œuvre seraient parmi les principales activités anthropiques qui ont été davantage facilitées par les activités minières et amplifiées par la croissance démographique durant cette décennie. Plusieurs auteurs confirment cette observation dans la région zambézienne (10, 34, 38, 40). Ces activités affectent non seulement la connectivité spatiale mais constitue une menace pour la connectivité biologique (34, 37).

Une minorité de mailles s'est démarquée par une reforestation qui s'est exprimée à travers tous les indices calculés. Il s'agit des cas isolés ou d'agglomération formant une ceinture à mailles au Sud-Est de l'A.C.K., et un petit arc à mailles à l'Ouest, qui se sont caractérisés par le regroupement des taches de forêts (agrégation) et/ou la régénération (création).

En outre, ces mailles se retrouvent dans les zones connues comme moins habitées (25, 29) et moins perturbées. Cet état serait occasionné encore par l'émergence des concessions privées et protégées (10). La conservation de quelques taches de forêts isolées a été constatée lors des missions de terrain. Ce sont des endroits sacrés, et protégés par des tabous comme les cimetières au loin des grandes agglomérations, les lieux d'incantations ou à mauvaise réputation historique.

Ces résultats obtenus corroborent l'analyse structurale effectuée par Kabulu *et al.* (28), Mwitwa *et al.* (38) et Potapov *et al.* (40) sur toute l'ex-province du Katanga et sur l'A.C.K. (9) et par Dupin *et al.* (16) dans les territoires de Mutshatsha et Lubudi. En outre, ils reflètent la réalité de la tendance de la dynamique des écosystèmes forestiers dans cette partie de la RD. Congo. L'augmentation en nombre et surfaces de sites miniers dans un temps record serait à la base des changements socioéconomiques. Les activités minières entraînent alors une série d'activités anthropiques amplifiée par la croissance démographique qui se répercutent sur le paysage (35, 38, 45).

Depuis la libéralisation du secteur minier en R.D. Congo en Juillet 2002, la déforestation continue et est permanente (16, 23, 37, 38).

Conclusion

L'analyse de la dynamique structurale des écosystèmes forestiers de l'A.C.K. a été effectuée à partir d'images Landsat 5 TM, Landsat 7 ETM+ et Landsat 8 OLI, datant respectivement de 2002 et 2015. Sur la carte Forêt-Non Forêt obtenue, une grille à maille de 10 km x 10 km a été appliquée pour y ressortir des données attributaires caractérisant la classe Forêt de chaque maille. Il ressort de la comparaison d'indices de structure spatiale aux dates étudiées que la déforestation est présente dans la majorité des mailles et cela a été révélé à travers le nombre de taches (78%), l'indice de dispersion (79%), l'aire totale de la classe (61%), l'aire moyenne (80%), et la dominance (60%) de la plus grande tache pour traduire une réduction de la couverture forestière. Depuis la libéralisation du secteur minier en R.D. Congo, les écosystèmes forestiers au sein de l'A.C.K., sont en dégradation continue et soutenue par les activités anthropiques exercées. En revanche, une ceinture à mailles au Sud-Est de l'A.C.K., et un petit arc à mailles dans la partie Ouest se sont mis en relief par une agrégation et/ou régénération des écosystèmes forestiers. Ceux-ci sont moins perturbés et évoluent naturellement tant que les exploitants miniers ou les paysans agriculteurs et charbonniers n'y sont pas encore installés.

Remerciements

Les auteurs remercient le Projet Interuniversitaire AI-P5 à travers l'ARES CCD pour avoir financé les travaux de terrain.

Références bibliographiques

1. Anderson J.R., Hardy, E.E., Roach J.T. & Witmer R.E., 1976, *A land use and land cover classification system for use with remote sensor data*. Washington, DC: U.S. Geological Survey. No. **964**.
2. Baumann M., Ozdogan M., Kwemmerle T., Wendland K.J., Episova E. & Radeloff V.C., 2012, Using the landsat record to detect forest cover change and after the collapse of the Sovietic union in the temperature zone of European Russia. *Remote Sens. Environ.*, **124**, 174-184.
3. Bogaert J. & Mahamane A., 2005, Ecologie du paysage: cibler la configuration et l'échelle spatiale. *An. Sci. Agron. Bénin*, **7**, 1-15.
4. Bogaert J., Barima Y.S.S., Iyongo W.M.L., Bamba I., Mama A., Toyi M. & Laforzezza R., 2011, *Forest fragmentation: causes, ecological impacts and implications for landscape management*. In: Li C., Laforzezza R. & Chen J., (eds). *Landscape ecology and forest management: challenges and solutions in a changing globe*. Higher Education Press, Beijing and Verlag Heidelberg, Berlin: Springer, 273-296.
5. Bouveyron C. & Girard S., 2009, Classification supervisée et non supervisée des données de grande dimension. *Modulad*, **40**, 82-102.

6. Brandt J.S., Kwemmerle T., Li H., Zhu G.R.J. & Radeloff V.C., 2012; Using Landsat imagery to map forest change in Southwest China in response to national logging band and ecotourism development. *Remote Sens. Environ.*, **121**, 358-369.
7. Bruneau J.C. & Pain M., 1990, *Atlas de Lubumbashi*. Centre d'Etude Géographique sur l'Afrique Noire, Université Paris X, Nanterre, France. 201 p.
8. Burel F. & Baudry J., 2003, *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Paris, France: Technique et Documentation. 359 p.
9. Cabala K.S., Useni S.Y., Sambieni K.R., Bogaert J. & Munyemba K.F., Dynamique des écosystèmes forestiers de l'Arc Cuprifère Katangais en République Démocratique du Congo. I. Causes, transformation spatiale, et ampleur. *Tropicultura*, **35**, 3, 192-202.
10. Chidumayo E.N., 1997, *Miombo ecology and management an introduction*. Stockholm Environment Institute, Southampton Row, London, 166 p.
11. Christopher J.S. & Timothy A.W., 2002, Scale and texture in digital image classification. *Photogrammetric Eng. Remote Sens.*, **68**, 51-63.
12. Congalton R.G., 1991, A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sens. Environ.*, **37**, 35-46.
13. Davidson C., 1998, Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Soc. B.*, **26**, 32-37.
14. Defourny J.-P., Delhage C. & Kibambe J.-P., 2011, *Analyse quantitative des causes de la déforestation et de la dégradation des forêts en République démocratique du Congo*. Rapport. FAO, Kinshasa, République Démocratique du Congo. FAO- RDC Coordination nationale REDD N°UNJP/DRC /041/01/2009. UCL 105 p.
15. De Wasseige C., De Marken P., Bayol N., Hiol Hiol F., Mayaux Ph., Desclée B., Nasi R., Billand A., Defourny P. & Eba Atyi R., 2012, *Les forêts du bassin du Congo: Etats des forêts 2010*. OSFAC. Office de publication de l'union européenne. Luxembourg, 276 p.
16. Dupin L., Nkono C., Bulet C., Muhashi F. & Vabrant Y., 2013, Land Cover Fragmentation Using Multi-Temporal Remote Sensing on Major Mine Sites in Southern Katanga (Democratic Republic of Congo), *Adv. Remote Sens.*, **2**, 127-139.
17. Ernest C., Mayaux P., Verhegghen A., Bodart C., Christophe M., & Defourny P., 2013, National forest cover change in Congo Basin: deforestation, reforestation, degradation and regeneration for the years 1990, 2000 and 2005. *Global Change Biol.*, **19**, 1173-1187.
18. FAO., 2011, Situation des forêts du monde. Rome. 193 p.
19. FAO., 2012, Situation des forêts du monde. Rome. 66 p.
20. Ferrandiz S., 2009, Comparaison de différentes approches d'évaluation supervisée. *Math. Soc. Sc.*, **187**, 59-77.
21. Fitzgerald R.W. & Lees B.G., 1994, Assessing the classification accuracy of multisource Remote Sensing data. *Remote Sens. Environ.*, **43**, 362-368.
22. Foody G.M., 2002, Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sens. Environ.*, **80**, 185-201.
23. Gillet P., Vermeulen C., Feintrenie L. & Dessart H., 2016, Quelles sont les causes de la déforestation dans le bassin du Congo? Synthèse bibliographique et étude des cas. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, **20**, 183-194.
24. Havyarimana F., 2015, *Contribution de l'instabilité sociopolitique dans l'anthropisation des paysages au Burundi: dynamique spatiale et biodiversité*. Thèse de doctorat: Université Libre de Bruxelles, 189 p.
25. INS, 2015, *Annuaire statistique 2014 de la RDC*. Rapport annuel. Institut National de Statistique, 560 p.
26. Jaeger J.A.R., 2000, Landscape division, splitting index and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecol.*, **15**, 115-130.
27. Jawad T., Al-Bakri, Mohammad D. & Brewer T., 2013, Application of Remote Sensing and GIS for Modeling and Assessment of Land Use/Cover Change in Amman/Jordan. *J. Geogr. Inf. Sys.*, **5**, 509-519.
28. Kabulu D.J., Bamba I., Munyemba K.F., Defourny P., Vancutsem C., Nyembwe N.S., Ngongo L.M. & Bogaert J., 2008, Analyse de la structure spatiale des forêts au Katanga. *An. Faculté Sc. Agron.*, **1**, 12-18.
29. Kalamba T., Khonde M., Ilunga N. & Mansinsa M., 1998, *Monographie de la Province du Katanga*. PNUD/UNOPS. Programme national de relance du secteur agricole et rural (PNSAR), 137 p.
30. Lajoie G., 1989, *Exploitation du carroyage pour l'analyse spatiale*. Thèse de doctorat, Université de Rouen. 201 p.
31. Lebœuf A., Samson M.P. & Paquet A., 2015, *Guide d'interprétation des mosaïques d'images Landsat*. Direction des inventaires forestiers. www.mffp.gouv.qc.ca/fr/forets/inventaire.
32. Malaisse F., 1973, Contribution à l'étude de l'écosystème forêt Claire (Miombo). Note 8. Le projet Miombo. Annales Université Abidjan. *Ecologie*, **6**, 227-250.
33. Malaisse F., 1997, *Se nourrir en forêt claire africaine. Approche écologique et nutritionnelle*. Gembloux, Belgique. Les Presses Agronomiques de Gembloux, 384 p.
34. McGarigal K. & Cushman S.A., 2002, Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecol. Appl.*, **12**, 335-345.
35. Megevand C., 2013, *Dynamiques de la déforestation dans le bassin du Congo. Réconcilier la croissance économique et la protection de la forêt*. Washington, DC: World Bank.
36. Milhé N., 2003, *Contribution à l'élaboration d'indicateurs spatiaux pour des habitats naturels par l'utilisation d'indices de structure du paysage. Application à la Grande Camargue*. Mémoire DEA, Université de Provence. 73 p.
37. Munyemba K.F. & Bogaert J., 2014, Anthropisation et dynamique de l'occupation du sol dans la région de Lubumbashi de 1956 à 2009. *E-revue UNILU*, **1**, 3-23.
38. Mwitwa J., German L., Muimba-Kankolongo A. & Puntodewo A., 2012, Governance and sustainability challenges in landscapes shaped by mining: mining forestry linkages and impacts in the Copper Belt of Zambia and the DR Congo. *Forest Policy Econ.*, **25**, 19-30.

39. OSFAC, 2012, *Monitoring the forests of Central Africa using remotely sensed data sets (FACET)*. Atlas of forest cover and loss for 2000-2010 in the Republic Democratic of the Congo". South Dakota State University, Brookings, South Dakota, USA.
40. Potapov P.V., Turubanova S.A., Hansen M.C., Adusei B., Broich M., Altstatt A., Mane L. & Justice C.O., 2012, Quantifying forest cover loss in Democratic Republic of the Congo, 2000-2010, with Landsat ETM+ data, *Remote Sensing Environ.*, **122**, 106-116.
41. Pontius, R.G.Jr., 2000, Quantification error versus location in comparison of categorical maps. *Photogram. Eng. Remote Sens.*, **66**, 1011-1016.
42. Robin M., 2002, *Télédétection, des satellites au SIG. Une analyse complète du processus de création d'un type essentiel d'information géographique*. Nathan Université. 318 p.
43. Sannier C.A.D., McRoberts R. E., Fichet L.V., Massard K. & Makaga E., 2014, Using the regression estimator with Landsat data to estimate proportion forest cover area and net proportion deforestation in Gabon. *Remote Sensing Environ.*, **151**, 138-148.
44. Vigné P., Richard M., Mary J-F, Cahhière S., Joly O. & Gourgand B., 2011, *Traitement géomatique par carreaux pour l'observation des territoires*. CERTU, Normandie-centre. CETE.
45. WRM., 2004, *L'industrie minière. Impact sur la société et l'environnement*. Monteiro, World Rain forest movement, 180 p.

S. Cabala Kaleba, Congolais (RDC), PhD, Professeur associé, Université de Lubumbashi, Faculté des Sciences Agronomiques, Lubumbashi, R.D. Congo.

Y. Useni Sikuzani, Congolais (RDC), PhD, Professeur associé, Université de Lubumbashi, Faculté des Sciences Agronomiques, Lubumbashi, R.D. Congo.

Y. Amisi Mwana, Congolais (RDC), PhD, Professeur associé, Université de Lubumbashi, Faculté des Sciences, Département de Géographie, Lubumbashi, République Démocratique du Congo,

J. Bogaert, Belge, PhD, Professeur ordinaire, Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgique.

F. Munyemba Kankumbi, Congolais (RDC), PhD, Professeur Université de Lubumbashi, Faculté des Sciences Agronomiques, Lubumbashi, R.D. Congo.