

Analyse de la structure spatiale des forêts au Katanga

Kabulu D. J. ^(1,2), Bamba I. ⁽¹⁾, Munyemba K. F. ⁽²⁾, Defourny P. ⁽³⁾, Vancutsem C. ⁽³⁾,
Nyembwe N. S. ⁽⁴⁾, Ngongo L. M. ⁽²⁾ et Bogaert J. ⁽¹⁾

⁽¹⁾Université Libre de Bruxelles, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique ; ⁽²⁾ Université de Lubumbashi, Faculté des Sciences Agronomiques, B.P.1825 LUBUMBASHI, R.D. CONGO; ⁽³⁾ Université Catholique de Louvain, Unité de recherches en Environnement et Géomatique, Louvain-la-Neuve, Belgique ; ⁽⁴⁾ Institut Supérieur Pédagogique, Département de Biologie, Lubumbashi.

Résumé

Cette étude analyse le degré de la fragmentation des forêts dans la province du Katanga. Un support des données au format TIFF géoréférencée de la République Démocratique du Congo, a été utilisé pour l'analyse de la répartition spatiale de la couverture du sol. Nous avons mis, *in fine*, cinq classes d'occupation du sol pour permettre le calcul des paramètres du paysage. Par le biais de leur interprétation, le degré d'hétérogénéité spatiale et de la déforestation a été quantifié. Nous avons constaté que le couvert forestier du Katanga est dégradé et que les forêts sont très fragmentées. Notre analyse a montré que la déforestation dans la province du Katanga a conduit au morcellement de la forêt en fragments beaucoup plus petits, plus isolés et plus vulnérables aux conditions extérieures. C'est un paysage soumis à une forte anthropisation liée principalement à l'agriculture et aux activités minières. La fragmentation est intense pour les classes des forêts claire Miombo et forêt claire-savane boisée. Mais la forêt claire Miombo reste la classe la plus dominante dans le paysage. La forêt secondaire et la forêt dense humide semblent être aussi fort fragmentées que la forêt claire Miombo, la forêt claire-savane boisée et la mosaïque forêt savane. Cependant, la forêt dense humide conserve encore une grande variabilité des taches de grandes tailles à potentialité de conservation de biodiversité. La télédétection et les SIG sont donc des outils importants pour l'analyse écologique du paysage et pour le contrôle de la déforestation et la dégradation de l'environnement en général. Ensemble, ils peuvent apporter une contribution importante à une meilleure de gestion des ressources naturelles.

Mots-clés : analyse spatiale, cartographie, déforestation, fragmentation, télédétection, système d'information spatiale.

Abstract

This study analyses the degree of forest fragmentation in the Katanga Province. A TIFF geo data file of the Democratic Republic of the Congo was used for the analysis of the spatial pattern of land cover. We defined *in fine* five classes of land cover to enable the calculation of landscape metrics. By means of their interpretation, the degree of spatial heterogeneity and deforestation was quantified. We found that the forest cover of Katanga is degraded and that forests are highly fragmented. Our analysis showed that deforestation in the Katanga province led to forest fragments much smaller, more isolated and more vulnerable to external conditions. It is a landscape suffering from anthropization linked mainly to agriculture and mining activities. Fragmentation is highly for Miombo forest and for mosaics of open forest with savannah woodlands. But the Miombo forest being the dominant class in the landscape. Secondary forest vegetation and dense humid forests are also characterized by a high degree of fragmentation. Nevertheless, the dense humid forest class contains a large variability of large patches with a high potential for biodiversity conservation. Remote sensing and GIS are found important tools for landscape ecological analysis and for the monitoring of deforestation and environmental degradation. Together they can make an important contribution towards a better management of natural resources.

Keywords: spatial analysis, cartography, deforestation, fragmentation, remote sensing, geographic information system.

Introduction

La forêt reste un bien commun universel et un écosystème complexe: elle contribue à l'équilibre de la nature et du climat. Elle sert d'habitat à un grand nombre d'espèces animales et végétales, mais remplit également de nombreuses autres fonctions notamment le contrôle de l'érosion, le stockage de l'eau, la fixation et fertilisation du sol, l'interception et redistribution des précipitations. Cependant, la destruction des forêts par l'homme a des conséquences sur l'environnement dans son ensemble. Non seulement la déforestation accentue considérablement l'érosion des sols, mais perturbe aussi tout le cycle de l'eau (GROVES, 1998), et génère plus de gaz à effet de serre à l'échelle planétaire que l'industrie des

transports (MARGOLIS, 2007). La Conférence des Nations Unies sur l'Environnement et le Développement, qui s'est tenue à Rio de Janeiro en 1992, a propulsé à l'avant-scène mondiale les questions liées à la foresterie. La préservation de l'environnement est donc un des huit objectifs du Millénaire. Dans la zone intertropicale, les forêts occupent 36% de surfaces émergées, soit un peu plus de 1734 millions d'hectares (BERGONZINI et LANLY, 2000). Elles abritent plus de 50% de la diversité spécifique terrestre, elles constituent des réservoirs stables pour 46% du carbone terrestre et absorbent le dioxyde de carbone qui nourrit l'effet de serre (BERGONZINI, 2004). Au rythme actuel, plus

de 140×10^3 km² de forêts sont détruits chaque année, soit 28 hectares de coupes par minute (FAO, 2005). On estime qu'environ 137 espèces disparaissent chaque jour dans le monde du fait de la déforestation tropicale (BERGONZINI et LANLY, 2000).

La République Démocratique du Congo, deuxième grand massif forestier après la forêt amazonienne, revêt plus de 108 millions d'hectares des forêts (DEVERS, 2007). Cependant, ces forêts sont soumises à une forte déforestation. La superficie forestière a considérablement beaucoup changé durant ces dernières années, soit une variation de -319×10^3 ha/an entre 2000 et 2005 (BOGAERT et al., 2008). Le taux de déforestation annuelle est d'environ -0,20% tandis que le taux de dégradation est de -0,15% (MAYAUX, 2006). Cette dernière se manifeste par une atteinte à la qualité des milieux forestiers (LANLY, 1982). Les deux phénomènes sont liés et sont la cause des problèmes divers notamment l'érosion des sols, la déstabilisation du bassin hydrographique et la réduction de la biodiversité.

Au Katanga, l'exploitation minière, l'exploitation intempesive des forêts et des bois et les incendies qui en résultent, réduisent chaque jour ce qui reste de la forêt tropicale. Cela a provoqué toutes sortes de modifications hydroclimatologiques du milieu durant les trente dernières années (DJIBU, 2007). Notons que la structure et la dynamique des paysages hétérogènes influent sur les phénomènes écologiques, et réciproquement (TURNER, 1989). Chaque système écologique est caractérisé par une interdépendance de trois éléments clés: sa configuration, sa composition et son fonctionnement (NOON et DALE, 2002). Le paysage est souvent une mosaïque spatialement hétérogène (FORMAN, 1995). En analysant les structures du paysage et leur dynamique, des déductions utiles au sujet des processus (écologiques) fondamentaux peuvent être faites, et vice versa (BOGAERT et MAHAMANE, 2005). Cette proposition est connue sous le terme « pattern/process paradigm ». Les structures caractéristiques des paysages sont vraisemblablement le résultat et le contexte de l'action des processus écologiques.

C'est dans cette perspective de la nécessité d'une approche coordonnée dans la préservation des forêts et la conservation de la biodiversité que nous avons initiée cette étude. Elle évaluera l'état de la fragmentation des forêts au Katanga, en calculant, à l'aide d'outils d'analyse spatiale, un certain nombre d'indices spatiaux. Ces indices correspondent à des indicateurs de l'état du changement de la structure spatiale du paysage. On peut alors se demander quel est le changement de la structure spatiale qui influence les processus écologiques dans cette province ? Quels sont les tendances et le taux de fragmentation observés ? L'objectif principal de cette étude est donc de quantifier l'état de la fragmentation des forêts au

Katanga, en utilisant les indices de structure spatiale, afin d'évaluer l'impact des activités anthropiques sur les écosystèmes forestiers.

Matériels et méthodes

Données cartographiques

La caractérisation du couvert forestier du Katanga a été faite à partir de la cartographie de l'occupation du sol (1/3.000.000) de DEFOURNY et al. (2006), en retenant les forêts comme niveau de perception. La classification de taches a été générée par le logiciel ArcView 3.3, afin d'obtenir les différents polygones à partir desquels plusieurs paramètres ont été calculés. Nous avons simplifié la classification par regroupement de classes, mettant en évidence *in fine* cinq classes des forêts au Katanga.

Indices de structure spatiale

Le nombre de taches n_j de chaque classe j a été déterminé. Cet indice sera d'autant plus élevé lorsque la forêt se distribue en petits blocs. Si l'aire d'une classe est grande, sa fragmentation est censée faible, et si elle est petite sa fragmentation est importante. L'aire totale a_{ij} [km²] d'une classe j , est obtenue par la formule:

$$a_{ij} = \sum_{i=1}^{n_j} a_{ij} \quad (1)$$

où a_{ij} est l'aire de la i -ème tache de la classe j . La valeur moyenne de l'aire des taches de la classe j , \bar{a}_j , est calculée par la formule:

$$\bar{a}_j = \frac{a_{ij}}{n_j} \quad (2)$$

Cet indice sera d'autant plus grand lorsque la forêt présente en moyenne des blocs forestiers importants. On peut donc espérer que le paysage sera d'autant plus intact lorsque l'indice est élevé. La dominance $D_j(a)$, proportion d'aire occupée par la plus grande tache $a_{\max,j}$ de la classe j , a été obtenue par la formule:

$$D_j(a) = \frac{a_{\max,j}}{a_{ij}} \times 100 \quad (3)$$

Elle varie de $0 \leq D_j(a) \leq 100$. Plus la valeur de dominance est élevée, moins la classe sera fragmentée.

Une autre mesure d'hétérogénéité du paysage est le coefficient de variation $CV_j(a)$ calculée par:

$$CV_j(a) = \frac{\sqrt{\sigma_j^2(a)}}{a_j} \quad (4)$$

où $\sigma_j(a)$ est l'écart type de la distribution des aires des taches de la classe j . Plus le coefficient de variation est élevé, plus il y aura une grande variabilité des aires des taches. Une faible valeur indique qu'il y a une homogénéité dans la taille des aires des taches. Le taux de fragmentation de la classe j a été calculé par la formule:

$$F_j = \frac{n_j - 1}{m_j - 1} \quad (5)$$

où m_j est généralement dans un fichier raster le nombre de pixels dans la classe j . Pour un fichier vecteur, m_j a été estimé par le rapport:

$$m_j = \frac{a_{ij}}{a_{\min,j}} \quad (6)$$

où $a_{\min,j}$ est l'aire de la plus petite tache de la classe j . Il varie de $0 \leq F_j \leq 1$. La classe est moins fragmentée si F_j est proche de 0 et davantage fragmentée si F_j est proche de 1. La forme moyenne $\overline{IF_j}$ de la classe j a été calculée par la formule:

$$\overline{IF_j} = \sum_{i=1}^{n_j} \frac{IF_{ij}}{n_j} \quad (7)$$

où l'indice de forme IF_{ij} de la i -ème tache de la classe j est obtenu par le rapport de l'aire a_{ij} de la tache i de la classe j sur le carré de son périmètre p_{ij} (Patton, 1975).

$$IF_{ij} = \frac{a_{ij}}{p_{ij}^2} \quad (8)$$

Il varie de $0 \leq \overline{IF_j} \leq 1/4\pi$. Plus sa valeur est faible, plus la tache aura une forme complexe. Cet indice permet de mesurer la compacité des formes des objets bidimensionnels afin d'évaluer l'effet des perturbations externes sur un habitat naturel (BOGAERT et al, 2000).

Nous avons calculé les indices de composition pour les classes des forêts et pour l'ensemble du paysage. Ils permettent d'apprécier la dominance d'une classe. L'aire totale des forêts a_{tf} est la somme totale des aires des classes des forêts calculée par:

$$a_{tf} = \sum_{j=1}^z a_{tj} \quad (9)$$

où z est le nombre total de classes de forêts. L'aire totale du paysage a_{tp} est la somme totale des aires des classes du paysage calculée par:

$$a_{tp} = \sum_{j=1}^s a_{tj} \quad (10)$$

où s est le nombre total de classes dans le paysage. L'indice de diversité de Shannon des aires entre les classes des forêts $H_f(a)$ se calcule par la formule (MCGARIGAL et MARKS, 1995):

$$H_f(a) = -\sum_{j=1}^z \left(\frac{a_{tj}}{a_{tf}} \ln \frac{a_{tj}}{a_{tf}} \right) \quad (11)$$

L'indice de diversité de Shannon des aires entre les classes du paysage $H_p(a)$ se calcule par:

$$H_p(a) = -\sum_{j=1}^s \left(\frac{a_{tj}}{a_{tp}} \ln \frac{a_{tj}}{a_{tp}} \right) \quad (12)$$

L'indice de diversité de Shannon traduit la diversité du paysage (Lampin, 2004). La valeur de $H_f(a)$ ou de $H_p(a)$ varie respectivement de $0 \leq H_f(a) \leq \ln z$ ou de $0 \leq H_p(a) \leq \ln s$. Un indice plus élevé renvoie à une valeur d'hétérogénéité plus grande. Il est faible en cas de dominance d'une seule classe. L'équitabilité de Pielou des aires des classes des forêts $E_f(a)$ se calcule par la formule:

$$E_f(a) = \frac{H_f(a)}{\ln z} \quad (13)$$

L'équitabilité de Pielou des aires des classes du paysage $E_p(a)$ se calcule par la formule:

$$E_p(a) = \frac{H_p(a)}{\ln s} \quad (14)$$

où \ln est le logarithme népérien. La valeur varie de $0 \leq E(a) \leq 1$. Elle est faible si le paysage comprend des classes dominantes, et elle est élevée s'il y a des classes de taille similaire.

Résultats

A partir des données cartographiques de la carte de l'occupation du sol, nous avons généré la carte du Katanga avec cinq classes des forêts (Figures 1 et 2): forêt claire Miombo, forêt claire-savane boisée, forêt secondaire, mosaïque forêt-savane et forêt dense humide.

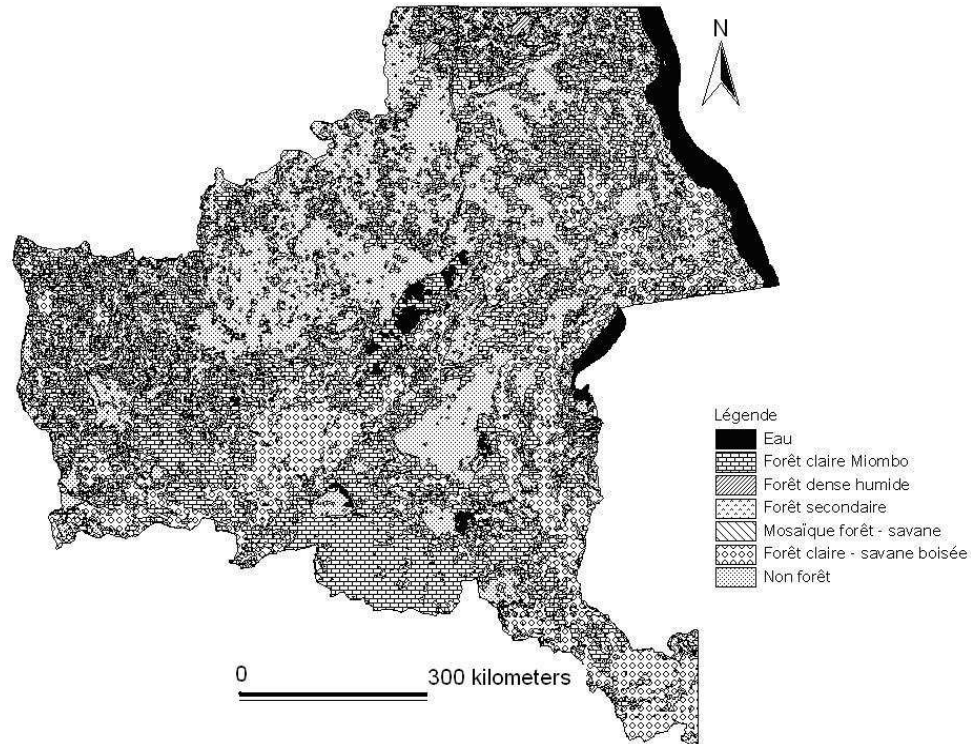


Figure 1: Carte de l'occupation du sol du Katanga : classification des écosystèmes forestiers.

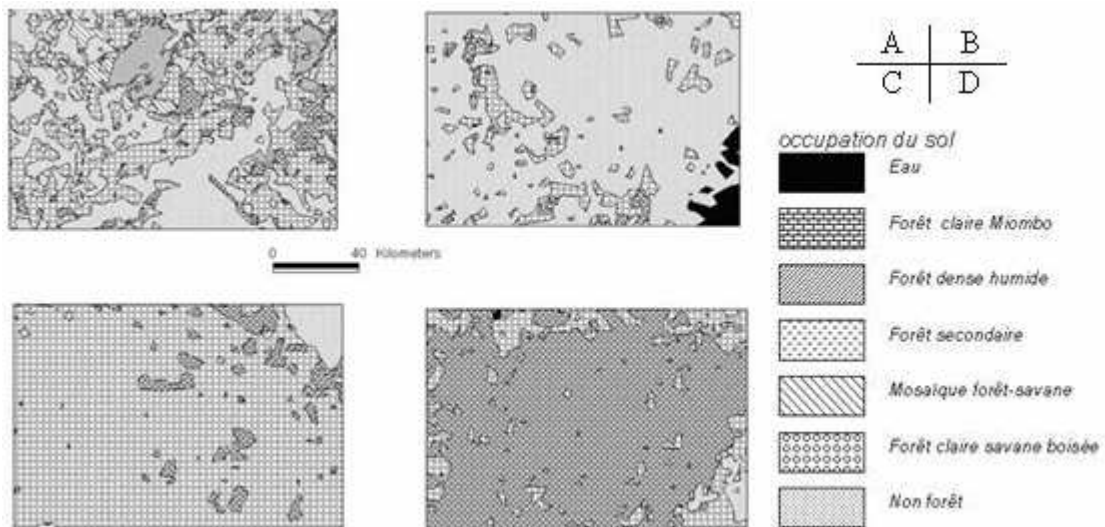


Figure 2: Carte de l'occupation du sol du Katanga: Zone sans dominance (A), zone à dominance non forêt (B), zone à dominance forêt claire savane boisée (C) et zone à dominance forêt claire Miombo (D).

Le Tableau 1 regroupe les résultats de calculs pour les valeurs d'indices de configuration et le Tableau 2 ceux de composition.

Tableau 1 : Indices de configuration des classes

	Forêt claire Miombo	Forêt claire- savane boisée	Forêt secondaire	Mosaïque forêt- savane	Forêt dense humide
n_j	2.127	2.566	204	133	100
$a_{ij} [km^2]$	147.525,21	132.744,64	785,84	1.026,68	2.211,60
$\overline{a_j} [km^2]$	69,36	51,73	3,85	7,72	22,12
$CV_j(a)[-]$	0,40	0,56	0,63	0,58	0,39
F_j	0,000	0,001	0,006	0,001	0,030
$D_j (%)$	8,00	12,17	2,83	6,90	12,00
$\overline{IF_j}$	0,0453	0,0487	0,0535	0,0509	0,0500

Tableau 2: Indices de composition du paysage.

	Forêts ($z = 5$)	Paysage ($s = 6$)
n_{ij}	5.130	9.065
$a_L [km^2]$	284.294	496.865
$H(a)$	0,77	1,12
$E(a)$	0,09	0,12

Discussions

Le support de données utilisé est la carte de l'occupation du sol de DEFOURNY *et al.* (2006) au format TIFF géoréférencé. La classification de cette carte dérive d'une série temporelle d'images satellitaires SPOT VEGETATION d'une résolution de 1 km², des photographies aériennes et des cartographies de terrain. Certes, nous nous sommes confrontés à certaines limitations liées aux données : effet de généralisation et aspect temporel des données. Mais, cette carte reste une source d'informations indispensables sur l'occupation du sol au Katanga.

Il est possible de calculer un large éventail d'indices. Mais le problème que suscitent ces indices est la redondance des mesures (BOGAERT et MAHAMANE, 2005). Il faut choisir les plus pertinents. En effet, plusieurs indices ont été testés et certains ont permis mieux que d'autres de quantifier la fragmentation des forêts au Katanga.

La structure générale du paysage est caractérisée par beaucoup de petites taches dont la taille est généralement inférieure à 100 km². Cela dénote une forte fragmentation du couvert forestier de la zone d'étude. Les forêts seront ainsi d'autant plus exposées

aux activités humaines lorsque cet indice n_j est élevé (SAUNDERS *et al.*, 1991). Analysant le Tableau 1, on

constate que le nombre des taches des classes et l'aire totale des classes présentent deux groupes: le premier de deux grandes classes (forêt claire Miombo et forêt claire savane boisée) et le second de trois classes de taille réduite (forêt secondaire, mosaïque forêt-savane et forêt dense humide). La forêt claire Miombo et la forêt claire-savane boisée sont des formations végétales dominantes au Katanga, caractérisées par de faibles densités d'arbres. Il y a certes codominance entre les deux grandes classes, mais la classe de forêt claire Miombo reste la plus dominante du paysage. Elle est une forêt ouverte caractérisée par une forte prédominance de Miombo (*Brachystegia*, *Julbernardia* et *Isoberlinia*). Tandis que la forêt claire-savane boisée regroupe quelques lambeaux de formations très variées de forêts claires prédominées de savanes boisées. Tenant compte de nombre de taches, n_j , la forêt claire Miombo et la forêt claire-savane boisée semblent être plus fragmentées que la mosaïque forêt-savane et la forêt dense humide. Et lorsqu'on considère l'aire totale, a_{ij} , la forêt secondaire et la mosaïque forêt-savane sont plus fragmentée que la forêt claire Miombo et la forêt claire savane boisée. En comparant les résultats obtenus au niveau des aires de taches, nous avons constaté que la moyenne, $\overline{a_j}$, peut-être utilisée

comme indicateur de « l'intégrité spatiale » de la forêt. L'aire moyenne pour la forêt dense humide (22,12 km²) par rapport à sa superficie totale (2.211,60 km²) dénote encore l'existence des beaucoup de grandes taches dans cette classe, contrairement à la forêt claire Miombo et à la forêt claire savane-boisée. D'où son intérêt pour la conservation. Cette valeur est faible (3,85 km²) pour la forêt secondaire, ce qui dénote la présence des blocs forestiers beaucoup plus fragmentés. On peut donc espérer que l'habitat forestier sera d'autant plus intact, ou présentera en moyenne des blocs forestiers importants, que l'indice est élevé. La valeur du coefficient de variation, $CV_j(a)$, est plus élevée pour la forêt secondaire, 0,63 ; cela dénote que c'est la classe la moins fragmentée que la forêt claire Miombo et la forêt dense humide. Dans l'ensemble les valeurs du coefficient de variation ne sont pas du tout moins élevées, variant de 0,39 à 0,63. Ce qui explique la présence dans chaque classe des taches de petites tailles à coté des grandes taches. Cette grande variabilité des aires des taches se confirme également par un taux de fragmentation, F_j , beaucoup plus faible pour l'ensemble de classes, car m_j reste toujours supérieur n_j . Cette situation peut aussi s'expliquer par une faiblesse méthodologique. Car cet indice a été développé pour analyser les fichiers rasters avec une résolution spatiale plutôt grossière, mais si elle devient plus fine la différence entre m_j et n_j est très grande. Pour certaines classes (forêt claire Miombo, forêt secondaire et mosaïque forêt savane) la dominance $D_j(a)$ est faible. Elle est plus élevée pour la classe forêt claire-savane boisée (12,17%) et celle de la forêt dense humide (12,00%). Ces valeurs correspondent respectivement à des taches d'environ 15.000 km² et 200 km². Ce qui dénote que la forêt dense humide est aussi fort fragmentée que la forêt claire-savane boisée, mais il s'agit d'une formation végétale très peu caractéristique pour le Katanga. Pour la forme moyenne de taches IF_{ij} , les mesures sont proches les unes des autres (0,0453 à 0,0535) et tendent vers $1/4\pi$. Ce qui suggère la présence de beaucoup de taches dont la forme est isodiamétrique suite à une forte anthropisation qui mène aux formes plus régulières des taches (KRUMMEL et al. 1987). On constate alors une fragmentation intense et une grande variabilité de taches de petites tailles pour la forêt secondaire, la mosaïque forêt- savane et la forêt dense humide. La forêt secondaire et la forêt dense humide semblent être aussi fort fragmentées que la forêt claire Miombo, la forêt claire-savane boisée et la mosaïque forêt savane. Cependant, la forêt dense humide conserve encore une grande variabilité des taches de grandes tailles à potentialité de conservation.

L'analyse du Tableau 2 nous a permis de comparer les caractéristiques globales des forêts à celles du paysage pris dans son ensemble. On observe que les indices de Shannon et d'équitabilité y sont faibles. Cela indique la dominance d'un type d'occupation du sol, et donc une inéquitabilité dans la distribution. Le paysage pris en entier, la forêt claire Miombo occupe 28% d'aire et constitue la classe dominante. En effet, la fragmentation des forêts au Katanga n'est pas encore achevée, cependant la tendance générale reste inquiétante. Une perspective spatio-temporelle utilisant plusieurs sources d'informations (cartes, images satellitaires, photographies aériennes, etc) est donc nécessaire pour bien interpréter ce processus de transformation spatiale.

Conclusion

L'objectif principal de cette étude est d'évaluer l'état de la fragmentation de la forêt au Katanga, en utilisant les techniques et méthodes de l'écologie du paysage. L'analyse spatiale nous a permis de faire le calcul d'indices de composition et de configuration spatiale à partir des taches générées. En fonction de ce qui précède, on constate que les forêts du Katanga subissent une pression anthropique assez forte. La forêt secondaire et la forêt dense humide semblent être aussi fort fragmentées que la forêt claire Miombo, la forêt claire-savane boisée et la mosaïque forêt savane. Cependant, la forêt dense humide conserve encore une grande variabilité des taches de grandes tailles à potentialité de conservation. En effet, la tendance générale de la fragmentation des forêts au Katanga reste inquiétante. L'acquisition des données multisources et multitudes pour une étude diachronique s'avère indispensable pour une bonne interprétation. Dans le contexte social, il est donc essentiel de développer des outils d'aide à la décision publique concourant à une gestion optimale et au développement durable de la province en tenant compte des aspects de déforestation mais aussi des dynamiques spatiales du territoire. L'évaluation de la fragmentation peut être utile d'une part aux services publics de l'Etat congolais pour évaluer de manière différenciée les processus de déforestation et la vulnérabilité de chaque classe et d'en tirer les conséquences opérationnelles. D'autre part elle est utile aux services de recherche et de conservation pour prendre en considération les facteurs de risque de la déforestation au côté des autres (vent, pluie, érosion, crues, ruissellement, etc.). Le but ultime est d'établir des plans d'aménagement du territoire prenant en compte de manière précise la problématique spécifique des transformations spatiales.

Bibliographie

BERGONZINI J.C., 2004. Changements climatiques, désertification, diversité biologique, et forêts. Nogent-sur-Marne: SILVA, 146 p.

- BERGONZINI J.C. & LANLY J.P., 2000. Les forêts tropicales. Cirad/Karthala, 164 p.
- BOGAERT J. & MAHAMANE A., 2005. Ecologie du paysage: cibler la configuration et l'échelle spatiale. Annales des Sciences Agronomiques du Bénin, Bénin.
- BOGAERT J., ROUSSEAU R., VAN HECKE P. & IMPENS I., 2000. Alternative area-perimeter ratios for measurement of 2-D shape compactness of habitats. Applied Mathematics and computation, 111: 71-85.
- BOGAERT J., CEULEMANS R. & SALVADOR-VAN EYSENRODE D., 2004. A decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. Environ. 33: 62-73.
- BOGAERT J., BAMBA I., KOFFI K.J., SIBOMANA S., DJIBU K. J.-P., CHAMPLUVIER D., ROBBRECHT E., DE CANNIERE C. & VISSER M.N., 2008. Fragmentation of forest landscapes in Central Africa: causes, consequences and management. In: R. Laforteza, J. Chen, G. Sanesi & T.R.Crow (eds.), Patterns and processes in forest landscapes: multiple use and sustainable management: 67-87 Springer-Verlag, New York , ISBN: 978-1-4020-8503-1.
- DEFOURNY P., VANCUTSEM C., PEKEL J.-F., EVRARD C. & MALAISSE F., 2006. Carte de l'occupation du sol de la République Démocratique du Congo. Presses Universitaires de Louvain, Bruxelles.
- DEVERS D., 2007. Rapport sur l'état des forêts du Bassin du Congo : processus et perspectives. OSFAC/ University of Maryland /Observatoire satellitaire des forêts d'Afrique centrale, Conforde, 26-27 février 2007, Bruxelles.
- DJIBU K., 2007. Evaluation de l'état de la fragmentation des forêts au Katanga (Rép. Dém. du Congo). Mémoire DEA, Université Libre de Bruxelles, Belgique, 85 p.
- FAO, 2005. L'état des forêts tropicales, Rome, 150 p.
- Forman R.T.T. 1995. Land mosaics. The ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 632 p.
- GROVES R.H., 1998. Ecological indicators of landscape degradation. In: P.W. Rundel, G. Montenegro & F.M. Jaksic (eds.), Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems. Springer, Berlin Heidelberg New York, pp 55-62
- IORGULESCU K. & SCHLAEPFER R., 2000. Paysage en tant qu'écocomplète: définition, types, caractéristiques, fonctionnement et fonctions. Fiche d'enseignement 4.1, Laboratoire Gestion des Ecosystèmes, Ecole Polytechnique de Lausanne, Suisse. 24 p.
- KRUMMEL J.R., GARDNER R.H., SUGIHARA G., O'NEILL R.V. & COLEMAN P.R., 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. Oikos, 48 (3), pp. 321-324
- LAMPIN C., 2004. Caractérisation par télédétection des zones de contact entre habitat et espaces naturels concernés par le risque incendie. Incidence de la résolution et de la taille des images. Mémoire de DEA, Université de Provence, France, 55 pages
- LANLY J.P., 1982. Les ressources forestières tropicales- Etude FAO: Forêts 30- Rome, 113 p.
- MCGARIGAL K. & MARKS B.J., 1995. FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for Quantifying structure. Department of Agriculture, General Technical Report, PNW-GTR-351, Pacific Northwest Research Station, Oregon, USA, 122 p.
- MACGARIGAL K., 2002. Landscape Pattern Metrics. Encyclopedia of Environmetrics. Volume 2. John Wiley & Sons, Sussex, England, pp.1135-1142.
- MARGOLIS H., 2007. Analyse des écosystèmes forestiers tropicaux. Cours, Faculté de Foresterie et Géomatique, Université Laval, Canada, 125 p.
- MAYAUX P., 2006. Gestion durable des forêts de la RDC, Rapport Conférence Internationale de Bruxelles, 26-27 Février 2007.
- NOON B.R. & DALE V.H., 2002. Broad-scale ecological science and its application. In: Gutzwiller K.J. (eds.). Applying landscape ecology in biological conservation: 34-52 Springer, New York.
- PATTON D.R., 1975. A diversity index for quantifying habitat "edge". Wildlife Society Bulletin. 3:171-173.
- SAUNDERS D.A., HOBBS R.J. & MARGULES C.R., 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. Conservation Biology 5:18-32.
- TURNER M.G., 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. Annual Review of Ecology and Systematic 20:171-197.