

UNIVERSITE DE KISANGANI
FACULTE DES SCIENCES AGRONOMIQUES
Département des Eaux et Forêts



BP 2012 KISANGANI

**Evaluation par télédétection des effets de la déforestation
et de la dégradation des forêts à Kisangani
(Cas de la Région forestière de Masako)**

Par

Jean-fiston MIKWA NGAMBA

Dissertation présentée et défendue en vue
de l'obtention du Diplôme d'Etudes Approfondies en
aménagement durable des forêts congolaises

Promoteur Pr. Dr. Pierre DEFOURNY

Co-Promoteur Pr. Dr. Raymond LUMBUENAMO

Année académique 2009 -2010

DEDICACE

À toute la famille Mikwa

À toi ma femme Judith Ishala Mikwa et

À mes enfants Schilo Mikwa Kwom et Emmanuel Mikwa Ngamba

Je dédie ce travail

Remerciements

Au terme de notre première étape de formation d'étude supérieures en aménagement durable des forêts, qu'il nous soit permis de remercier tous ceux de près ou de loin ayant contribué à son aboutissement.

Nos remerciements s'adressent premièrement à la Communauté Universitaire au Développement (CUD) et l'Université de Kisangani (UNIKIS) pour avoir financé et initié ce projet Aménagement des Forêts Congolaises (AFORCO) afin de renforcer la capacité des chercheurs congolais dans ce domaine.

Nos remerciements s'adressent aux professeurs Pierre Defourny de UCL-Géomatique et Raymond Lumbwenamo de l'UNIKIN-OSFAC pour avoir accepté de diriger cette dissertation et nous avoir donné le goût d'emboîter le pas en Géomatique.

Notre gratitude s'adresse aux Professeurs Jan Bogaert et Jean-pierre Mate respectivement coordonnateur belge et congolais de ce projet pour leur implication non seulement pour la gestion mais aussi pour l'orientation de notre formation en temps que pères de famille.

Nous pensons à tous les professeurs belges qui nous ont enseigné pendant ce programme à savoir Jean Lejoly, Quettin Ponette, Charles De cannière, Jean-louis Blanchez, Hans Beckman, Véronique Joiris, Pierre Defourny et Jan Bogaert

Nos sentiments de remerciements aussi chaleureux qu'affectueux vont à l'endroit des Doctorants Jean-marie Kahindo, Prosper Sabongo, Richard Lokoka, Léon Iyongo, Sylvain Kumba, Ct Lomba pour tout le temps consacré à notre encadrement dans le cadre de cette formation

Nos sentiments de gratitude à toute l'équipe Osfac de Kinshasa, nous citons en passant Edit Bongwele, Patrick Lola, Marceline Ngombwa, et à Jean-paul Kibambe de l'UCL-Géomatique pour leur apport sur l'utilisation des logiciels Sig et de télédétection..

A tous les apprenants masters AFORCO: Albert Angbonga, Aimé Motondo, Prosper Dechuvi, Maurice Ngemale, Josias Bonyoma, Joseph Adhéka, Jhon Tshibamba, Patrick Kondjo, Joseph Omatoko, Mathie Nkuma, Jean de Dieu Malongola, Nellas Bauma, Jean Pierre Pitchou Meniko, Helena Ndinga, avec qui nous avons enduré et partagé des bons moments, qu'ils trouvent dans ce paragraphe nos encouragements et remerciements. Que nos collègues Casimir Nebese, Beni Hyangya, Simon Tutu, et Emmanuel Kasango trouvent ici l'expression de nos amitiés. Enfin nous gardons une pensée pieuse envers notre estimé collègue, l'Assistant Ingénieur Valentin Lobela Kombozi dont la mort nous a arraché quand on avait besoin de lui. Que son âme repose en paix.

Nous remercions tous les membres de notre jury pour leur apport dans l'amélioration de la version finale de ce mémoire et aussi tous ceux qui pourront nous lire et tous ces qui de près ou de loin ont contribué à l'élaboration de ce travail

Jean-fiston MIKWA

Résumé

La déforestation en Afrique et principalement en République Démocratique du Congo est un phénomène mal mesuré, elle provoque la disparition de bon nombre d'espèces végétales ou animales. La dernière évaluation de l'Organisation pour l'Agriculture et l'Alimentation constate que 13 millions d'hectares de forêts ont disparu chaque année entre 2000 et 2005

Cette étude est basée sur l'évaluation par télédétection de la déforestation dans la région forestière de Masako à Kisangani(RDC). C'est une étude préliminaire aux recherches futures, qui vise à quantifier la dynamique diachronique de l'occupation du sol en utilisant les techniques de la Cartographie par télédétection, des systèmes d'information géographique et de l'écologie du paysage.

Nous avons utilisé des images Landsat p176r060 de janvier 1990 et de mars 2001, pour faire la cartographie de l'occupation du sol. la méthode de classification a été utilisée, six classes ont été retenues afin d'appliquer un SIG sous Arcgis 9.2 et faciliter les calculs d'indices spatiales sous Patch Analyst 3.4. La matrice de confusion a été utilisée pour valider les résultats de la classification, la matrice de transition, le taux annuel de déforestation, le processus de transformation spatiale, la dimension fractale ainsi que les indices de structure spatiale ont été utilisés pour quantifier la fragmentation du paysage forestier

Des résultats obtenus, toutes les différentes méthodes prouvent qu'il y a eu un changement dans l'occupation du sol en l'espace de 11 ans, Ces indices descriptifs du point de vue spatial ont été croisés pour définir et évaluer le degré de l'hétérogénéité spatiale et de déforestation dans cette zone. Ainsi en comparant les résultats obtenus, nous avons constaté que le paysage forestier est en plein changement à Kisangani. La fragmentation reste intense pour les classes des forêts denses et de la forêt secondaire. La classe dominante est celle de champs et jachères.

Cet état de lieu, nous permet de prévoir la poursuite de cette étude. Elle pourra se focaliser sur l'évaluation et à la cartographie de la déforestation à Kisangani

Mots clé : déforestation, télédétection, fragmentation, système d'information géographique, structure spatiale, écologie du paysage, Masako

Abstract

Deforestation in Africa and mainly in Democratic Republic of Congo is not badly measured phenomenon, it causes the disappearance of considerable vegetable or animal species. The last evaluation of the Organization for Agriculture and the Food notes that 13 million hectares of forests disappeared each year between 2000 and 2005

This study is based on the evaluation by remote sensing of deforestation in the forest area of Masako with Kisangani (RDC). It is a preliminary study with future research, which aims at quantifying the diachronic dynamics of the occupation of the ground by using the techniques of the Cartography by remote sensing, the geographical information systems and the ecology of the landscape.

We used images Landsat p176r060 of January 1990 and March 2001, to make the cartography of the occupation of the sol.la method of classification was used, six classes were retained in order to apply a SIG under Arcgis 9.2 and to facilitate calculations of indices space under Patch Analyst 3.4. The matrix of confusion was used to validate the results of classification, the matrix of transition, the annual rate of deforestation, the process of space transformation; fractal dimension as well as the indices of space structure were used to quantify the fragmentation of the forest landscape

Results obtained, all the various methods prove that it ya have a change in the occupation of the ground in the 11 years space, these descriptive indices from the space point of view was cross to define and evaluate the degree of space heterogeneity and deforestation in this zone. Thus by comparing the results obtained, we noted that the forest landscape is in change in the region of Kisangani. Fragmentation remains intense for the classes of the dense forests and the secondary drill. The dominant class is that of fields and fallow.

This state of place, allows us to envisage the continuation of this study. It will be able to be focused on the evaluation and with the cartography of deforestation with Kisangani

Key words: deforestation, remote sensing, fragmentation, geographical information system, space structure, landscape ecology, Masako

TABLE DE LA MATIERE

DEDICACE	ii
Remerciements	iii
Résumé.....	iv
ABSTRACT	Erreur ! Signet non défini.
TABLE DE LA MATIERE.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	viii
LISTE DES FIGURES.....	ix
LISTE DES ANNEXES.....	ix
Liste des ABBREVIATIONS	x
I. INTRODUCTION GENERALE	1
1.1. Problématique.....	1
1.2. Synthèse bibliographique	3
1.2.1. Occupation du sol (Land cover)	3
1.2.1.1. Système de classification de l'occupation du sol(Land cover classification system)	3
1.2.1.2. Typologie de la classification de l'occupation du sol	3
1.2.2 Cartographie de la couverture du sol (Land cover mapping).	4
1.2.3. Méthodes de classification et Détection du changement de la couverture végétale.....	4
1.2.4. Suivi de la déforestation	6
1.2.5. Les indices d'écologie du paysage	7
1.2.6. Analyse de la dynamique paysagère.....	8
1.2.7. Identification des processus de transformation spatiale.....	8
1.2.8. La télédétection comme outil d'analyse du paysage	8
1.2.9. Conclusion bibliographique.....	9
1.3. Hypothèses et objectifs de l'étude.....	10
1.3.1. Hypothèses.....	10
1.3.2. Objectifs.....	10
II. SITE D'ETUDE	11
2. 1. Présentation du milieu d'étude.....	11
2.1.1. Choix du site.....	11
2.1.2. Situation administrative et géoclimatique.....	11
2.1.2.1. Province Orientale	11
2.1.2.2. Ville de Kisangani	12
2.1.2.3. Région Forestière de Masako.....	13
2.1.2.3. Réserve Forestière de Masako	13
2.1.3. Hydrographie	15
2.1.4. Végétation.....	15
2.1.4.1. Forêt primaire	15
2.1.4.2. Forêt secondaire.....	15
2.1.4.3. Jachères.....	16
2.1.5. Population et leurs activités	16
III. MATERIELS ET METHODES	18
3.1. Matériels d'étude.....	18
3.2. Méthode cartographiques	18
3.2.1. Composites colorées des bandes panchromatiques (Stack layer).....	18
3.2.1.2. Classification des images.....	18
3.2.1.3. Superficies et quelques calculs statistiques sur les images	19
3.2.1.4. Mise en page (Layouts).....	19
3.2.2. Matrice de confusion	19
3.2.3. Matrice de transition des classes d'occupation du sol	20

3.2.4. Taux annuel de déforestation de la zone d'étude.....	20
3.2.5. Analyse de la structure spatiale du paysage.....	20
3.2.5.1. Indices de structure spatiale	20
3.2.5.2. La dimension fractale.....	22
3.2.5.3. Identification des processus de transformation spatiale	23
IV. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS.....	24
4.1. Cartographie par télédétection de la région forestière de Masako	24
4.1.1 Présentation des classes d'occupation du sol.....	24
4.1.2. Validation des résultats de la classification de l'occupation du sol.....	25
4.1.3. Mise en évidence des changements à l'échelle du paysage: matrice de transition	26
4.1.3.1. Matrice de transition	26
4.1.4. Taux de déforestation spatiale annuelle moyen (Le signe négatif exprime la réduction du couvert forestier).....	28
4.2. Analyse des cartes par les indices des structures Spatiales du paysage	28
4.2.1. Nombre de taches par classe.....	28
4.2.2. Les indices en rapport avec l'aire des classes d'occupation du sol	29
4.2.3. Les indices en rapport avec le périmètre des classes d'occupation du sol.....	31
4.3. Mesure de l'anthropisation du paysage forestier par la dimension fractale des classes d'occupation du sol	33
4.4. Identification du type de transformation spatiale des classes d'occupation du sol.....	36
5. DISCUSSION GENERALE	38
5.1 Méthodologie du travail	38
5.1.1. Classification de l'occupation du sol.....	38
5.1.2. Vérification de la classification d'occupation du sol.....	38
5.1.3. Indices des structures spatiales pour quantifier le changement d'occupation du sol.....	39
5.1.4 Choix des indices	39
5.2. Résultats obtenus.....	39
5.2.1. Matrice de transition des classes d'occupation du sol	39
5.2.2. Taux annuel de déforestation.....	40
5.2.3. Indices des structures spatiales	40
5.2.4. Dimension fractale des classes d'occupation du sol	40
5.2.5. Processus de transformation spatiale	40
CONCLUSION ET PERSPECTIVES	42
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	43
ANNEXES	52

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1	: Classification des méthodes de détection des changements.
Tableau 1.2	: Estimations nationales de déforestation brute et nette et dégradation nette
Tableau 2.1	: Moyennes mensuelles de précipitations ; de températures et humidité de la région Tableau 6.1 : matrice de confusion de la classification de 1990
Tableau 4.2	: Matrice de confusion de la classification de 2001
Tableau 4.3.	: Matrice de transition
Tableau 4.4	: Taux de déforestation spatiale annuelle entre 1990 et 2001
Tableau 4.5	: Evolution du Nombre de Taches par classe d'occupation du sol entre 1990 et 2001.
Tableau 4.6	: Tableau récapitulatif des statistiques des mesures surfaciques en 1990 et 2001
Tableau 4.7	: Indices se rapportant aux valeurs extrêmes des aires des classes entre 1990 et 2001
Tableau 4.8	: Tableau récapitulatif des indices de diversité des aires des classes d'occupation du sol de la région forestière de Masako entre 1990 et 2001.
Tableau 4.9	: Tableau récapitulatif des statistiques des mesures des périmètres des classes d'occupation du sol entre 1990 et 2001
Tableau 4.10	: Tableau récapitulatif des indices se rapportant aux valeurs extrêmes des périmètres des classes entre 1990 et 2001
Tableau 4.11	: Tableau récapitulatif des indices de diversité des périmètres des classes d'occupation du sol de la région forestière de Masako entre 1990 et 2001.
Tableau 4.12	: Tableau récapitulatif des valeurs de la dimension fractale des classes d'occupation du sol entre 1990 et 2001
Tableau 4.13	: Récapitulatifs des valeurs totales des indices entre 1990 et 2001

LISTE DES FIGURES

- Figure 2.1 : Carte administrative de la Province Orientale
- Figure 2.2 : Kisangani et ses environs (modifié d'après Google Earth, 2008).
- Figure 2.3 : Spatiocarte de la région forestière de Masako
- Figure 2.3 : Localisation de la Réserve Forestière de Masako.
- Figure 3.1 : Identification du processus de transformation spatiale
- Figure 4.1 : Carte d'occupation du sol de la région forestière de Masako en 1990
- Figure 4.2 : Carte d'occupation du sol de la région forestière de Masako en 2001
- Figure 4.3 : Evolution du nombre des taches sous chaque classe
- Figure 4.4 : Principaux taux de transformations opérés dans les classes d'occupations du sol entre 1990 et 2001
- Figure 4.5 : Droites de régression des logarithmes népériens des Périmètres en fonctions des logarithmes des aires des classes en 2001.
- Figure 4.6 : Droites de régression des logarithmes des Périmètres en fonctions des logarithmes des aires des classes en 2001.

Liste des ABBREVIATIONS

ACP	Analyse en composante principale
CCR	Centre Commun de Recherche de la Commission européenne
CO ₂	dioxyde de carbone
CTB	Coopération Technique Belge
CEFOC	Centre d'écologie forestière au congo
ETM	Enhanced thematic mapper
FAO	Food and agricultural organisation
GCP	Global Canopy programme
ha	Hectares
Fig	Figure
INS	Institut national des statistiques
m ²	mètre carré
mm	millimètre
MSS	Multi Spectral Scanner
NE	Nord-Est
OSFAC	Observatoire Satellital des Forêts d'Afrique Centrale
PFBC	Partenariat pour les forêts du bassin du Congo
PMM	Parc Marin des Mangroves
PNUD	Programme des Nations-Unies pour le Développement
PNUE	Programme des Nations-Unies pour l'environnement
RCA	République centrafricaine
RDC	République Démocratique du Congo
SIG	Système d'Information Géographique
SPOT	Système Pour l'Observation de la terre
TM	Thématique Mapper
UCL	Université catholique de Louvain-la-Neuve
ULB	Université libre de Bruxelles
UICN	Union mondiale pour la conservation de la nature
UNIKIS	Université de Kisangani
µm	micromètre
WRI	World Resources Institute

I. INTRODUCTION GENERALE

1.1. Problématique

Ces extraordinaires écosystèmes des forêts denses humides dotés d'une grande diversité biologique sont très fragiles et peuvent disparaître, entraînant des bouleversements tant du point de vue de la biodiversité que sur les populations et leurs activités (White, 1986). La déforestation, phénomène mondial d'ampleur notable, rapide et en accélération, provoque la disparition de bon nombre d'espèces végétales et animales de grande valeur scientifique et économique et, par la dégradation, la fragilisation des écosystèmes (Mercier, 1991).

La déforestation en Afrique et principalement en RDC est un phénomène mal mesuré. Les écosystèmes forestiers de la R.D.C contiennent près de la moitié des forêts tropicales denses humides d'Afrique. Cette ressource est soumise à des pressions croissantes provenant de l'exploitation forestière commerciale ou artisanale, de l'agriculture itinérante sur brûlis, de la récolte des bois de feu, de l'exploitation minière et de l'extension des centres urbains (FAO, 2006).

La surexploitation des ressources naturelles par l'humanité, suite à la forte croissance démographique, a fait un boom ces quarante dernières années entraînant d'énormes modifications des écosystèmes, lesquelles ont des répercussions sur le climat, la biodiversité et l'occupation du sol. Ce rythme de consommation des ressources naturelles excède leurs rythmes de renouvellement (Djibu, 2007).

Selon la FAO (2005), la surface totale mondiale des forêts a été estimée à 3.952 millions d'hectares soit 30,3 % de la surface totale de terre. Cela correspond à une moyenne de 0,62 ha par individu pour une population mondiale de 6,3 milliards d'individus. Par contre l'étendue des forêts africaines a été estimée à 635 millions d'hectares soit 16,1% de surface totale de forêt ; 21,4% de la surface des continents et 0,73 ha par individu pour une population de 868 millions d'individus en Afrique, Anonyme (2006).

La dernière évaluation de l'Organisation pour l'Agriculture et l'Alimentation (FAO, 2007) constate que 13 millions d'hectares de forêts ont disparu chaque année entre 2000 et 2005, en grande partie en Amérique du Sud, en Asie du Sud-Est et dans le Bassin du Congo. Durant les 15 années qui se sont écoulées entre 1990 et 2005, l'Afrique a perdu plus de 9% de sa superficie forestière. FAO(1999).

Les forêts hébergent 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 et jouent un rôle prépondérant dans le cycle de l'eau (Boecx, 2002). Les forêts tropicales humides participent à la purification et au recyclage de l'eau, de même elles sont essentielles à la lutte contre le réchauffement climatique car, plus qu'aucun autre écosystème, elles ont la faculté d'emprisonner le CO₂ (dioxyde de carbone). La destruction des forêts conduit à une perte de 2 à 3% de la biodiversité par décennie.

L'estimation faite est qu'environ 137 espèces disparaissent chaque jour dans le monde du fait de la déforestation tropicale ; alors que 90% de la population pauvre, soit 1,5 milliard de personnes, dépendent totalement ou partiellement des forêts pour vivre (Bergonzini & Lanly, 2000).

Autrefois, entièrement recouverte de forêts tropicales depuis le Sénégal jusqu'à l'Ouganda (Lejoly, 2009), l'Afrique est largement dénudée aujourd'hui (Lu, 2004). Et l'effeuillage s'accélère en raison de la déforestation causée par divers facteurs, l'un d'eux étant l'exploitation industrielle du bois sur le continent.

Le territoire de la République Démocratique du Congo (RDC) demeure boisé aux deux tiers, conservant pas moins de 145 millions d'hectares de forêts, dont 86 millions sont des forêts humides (40 % de la superficie du pays) (Bamba, 2010). Les forêts du Congo couvrent 1.700.000 km² de superficie et l'on y recense 400 espèces de mammifères et 10.000 espèces de plantes parmi lesquelles, 3.300 espèces de plantes et 39 espèces de mammifères sont endémiques. A l'échelle de la planète, on sait que la quantité de CO₂ piégée par les forêts est 45 fois supérieure à celle émise chaque année par l'exploitation des énergies fossiles et la fabrication de ciment (GCP, 2008). Or, il s'avère que le massif forestier de la RDC renferme seul 8% de ce volume ; ce qui fait de lui le premier piège forestier à carbone d'Afrique et le quatrième dans le monde (Hans B, 2009). De plus, certaines prévisions tablent sur une disparition de 40% des forêts du Congo d'ici à l'horizon 2050. D'où la nécessité de développer une gestion forestière respectueuse de l'environnement (Déclaration de Bruxelles, 2007).

La plupart de ces forêts sont en train de subir des processus de déforestation et de dégradation plus ou moins sévères entraînant leur fragmentation ayant des impacts négatifs, non seulement sur les écosystèmes et les modes de vie des populations locales en particulier, mais aussi sur l'humanité toute entière, et ceci en raison du changement climatique global et de la perte de la biodiversité (MMFT, 2002 ; Barima, 2009). En effet, la pauvreté, la croissance démographique galopante, l'agriculture itinérante sur brûlis, l'exploitation forestière, l'exploitation minière, l'exploitation de bois, l'intensification des terres agricoles, le développement des infrastructures, l'urbanisation croissante et de plus en plus l'instabilité socio- politique constituent les causes principales de la fragmentation de la végétation naturelle dans les régions tropicales (Joiris, 2005 ; FAO, 2007).

En R.D.Congo, lors des dernières décennies, ces causes profondes ont été aggravées suite à un cadre juridique et institutionnel inadéquat. Elles sont exacerbées par un contexte politique défavorable caractérisé par une instabilité et des conflits destructeurs de l'environnement. On a enregistré des pertes de 3701000 ha des forêts entre 1995 et 1999 (FAO, 2003). Par ce fait la R.D. Congo se classe en 7^e position au niveau mondial sur la liste des pays ayant un fort pourcentage de déforestation après la Russie, le Brésil le Canada, les E-U, la Chine, et l'Inde.

Par ailleurs, la déforestation est reconnue comme un problème majeur de conservation, mais on s'est peu soucié à sa quantification à petite échelle et à ses conséquences.

Dans la gestion des écosystèmes forestiers il est important de garder à l'esprit que les gestionnaires se heurtent à des systèmes dont la dynamique se décline à diverses échelles. (Holling, 1992 ; Gourmelen, 2007), Cela conduit à des difficultés de décider de l'ampleur et du degré des impacts d'interventions humaines appropriées sur les systèmes en constante évolution, faute de connaissances suffisantes. Pourtant, faudrait-il d'abord comprendre et maîtriser cet environnement par sa caractérisation, le suivi pluriannuel de son évolution et l'étude des changements et leur impact sur l'écologie du milieu. Ceci est possible avec des nouveaux outils et techniques, comme la télédétection spatiale et les systèmes d'informations géographiques et les traitements de données plus performants, pouvant aider à mieux comprendre la dynamique des écosystèmes forestiers.

C'est précisément cette étude éco-paysagère qui sera abordée ici et qui consistera à calculer à l'aide de la cartographie par télédétection et l'analyse des structures spatiales, un certain nombre d'indices spatiaux qui correspondent à des indicateurs de l'état de transformation de la structure spatiale du paysage. On pourrait alors supposer que la Région forestière de Masako connaîtrait une forte pression anthropique qui induirait une fragmentation intense de la forêt, conduisant soit à une occupation très diversifiée des sols et soit à un isolement des unités fonctionnelles.

1.2. Synthèse bibliographique

1.2.1. Occupation du sol (Land cover).

1.2.1.1. Système de classification de l'occupation du sol (Land cover classification system)

Une étude a été menée sur la déforestation en Afrique centrale (Duveiller & al., 2008), ayant pour objectif de démontrer l'efficacité des techniques développées dans le contrôle de la déforestation à l'aide d'images Landsat TM de 1990 et Landsat ETM de 2000, d'environ 30 m de résolution. Pour analyser ces zones forestières, les chercheurs ont principalement utilisés les bandes TM 3, 4 et 5, qui correspondent respectivement, aux bandes de rouge, proche infrarouge et moyen infrarouge. Afin d'estimer cette déforestation, de la manière la plus correcte possible, ils ont utilisé une classification multi-dates de données basée sur les changements temporels d'objets (Cheng Q, 1995 ; Dai X, 1998, Desclée et al, 2006).

1.2.1.2. Typologie de la classification de l'occupation du sol

Selon les études menées par Vancustem, 2006 et Duveiller en 2008, l'idée est de prendre les images les plus récentes de chaque échantillon des sites de surveillance et de

mesurer les changements de couverture végétale. Afin d'optimiser les interprétations visuelles d'images, il est judicieux de réaliser une segmentation sur des images de différentes dates, et de grouper les pixels ayant des trajectoires de changement de couverture végétale similaires.

Ainsi différentes classes de couverture du sol ont été définies selon forêt dense forêt dégradée longue jachère et forêt secondaire mosaïque agriculture-forêt, agriculture et petite jachère, sol nu et aire urbaine, végétation non forestière, mosaïque de forêts-savane, eau, zone non déterminée (Hens, 2000 ; Vancutsem C et al. 2006).

Selon Quettin, 2009 la précision de ces classes dépend de l'échelle utilisée. Il a été constaté que plusieurs de ces classes, comme les forêts denses et les mosaïques forêts-agriculture, peuvent présenter une même signature spectrale à une certaine échelle, mais se différencient une fois que la résolution s'affine. Au final, la précision de la détermination de ces 10 classes est de 72 %

1.2.2 Cartographie de la couverture du sol (Land cover mapping).

Selon Desclée, 2006 la méthodologie de la cartographie de la l'occupation du sol comprend les quatre étapes décrites dans cette section: le prétraitement des données, la stratification; la classification, et l'évaluation de la classification.

La méthode proposée ici pour la déforestation en région tropicale inclue trois étapes importantes à savoir la segmentation multi-temporelle et la signature des objets compilés, la classification de forêt et non forêt ainsi que la détection du changement de la couverture forestière. Se basant de la méthode de détection de changement développée par Desclée et al, 2006 dans les régions forestières tempérées, la méthodologie était généralisée pour résoudre les problèmes de la télédétection en région tropicale telles que la variabilité de la haute réflectance due à la rigidité de la canopée et aux effets atmosphériques. Une classification automatisée a été aussi développée pour se focaliser sur l'analyse de la détection de changement (Zhang et al, 2005) entre la classification de forêt et non-forêt la les zones de déforestation. Cette cartographie de la déforestation exige que l'image satellite couvre une large zone forestière avec de petites taches de déforestation.

1.2.3. Méthodes de classification et Détection du changement de la couverture végétale

De nombreuses méthodes ont été développées pour la détection des changements de l'occupation du sol. Les méthodes évoluent rapidement et de nouvelles méthodes sont développées pour répondre au besoin réel des changements rapides et complexes de la surface de la Terre. Plusieurs auteurs ont publiés des évaluations des méthodes de détection de changements, par exemple Singh (1989), Lunetta et Elvidge (1998), Mas (2000), Jensen (2004) et Lu et al. (2004). Dans leur plus récente contribution, Lu et al. (2004) divisent les méthodes de détection de changements en six catégories : algébrique, de transformation, de classification, avancées, approche SIG, d'analyse visuelle et autres techniques (tableau 2.1).

Afin de fournir une vue globale sur les méthodes, nous utilisons la revue bibliographique de Lu et al. (2004), à partir de laquelle les points forts et faibles de chaque catégorie de méthodes sont synthétisés de la façon suivante :

Tableau 2.1 : Classification des méthodes de détection des changements.

Catégorie	Techniques
Algébrique	- Différence d'images - Régression d'images - Différence d'indices de végétation - Division d'images - Soustraction (différence) d'images de base - Analyse par vecteur de changement
Transformations	- Analyse en composantes principales (ACP) - Transformation Tasseled Cap - Gram-Schmidt - Khi-carré
Classifications	- Comparaison de post-classification - Analyse spectrale temporelle - Détection du maximum de probabilité - Détection de changements non dirigée - Détection de changements hybride - Réseaux de neurones
Méthodes avancées	- Modèle de réflectance de Li-Strahler - Modèles de mixage spectral - Méthode de paramètres biophysiques
Approche de SIG	- Méthode d'intégration de SIG et de données de télédétection
Analyse visuelle	- Interprétation visuelle d'image
Autres techniques	- Mesure de dépendance spatiale - Système d'observation basée sur la connaissance - Méthode de génération de superficie (area production method) - Combinaison de trois indicateurs : indices de végétation, température de surface et structure spatiale - Courbe de changements - Modèles linéaires généralisés - Approche basée sur le théorème de courbe - Approche basée sur la structure - Méthode basée sur la statistique spatiale

A) **Méthodes algébriques**, qui utilise des algorithmes algébriques (soustraction, division, etc.) et un seuil pour identifier les zones de changements :

- avantages : ces méthodes sont simples (sauf celle de vecteur de changements) ; elles permettent la réduction de certains effets atmosphériques et radiométriques ;
- inconvénients : elles ne donnent aucune information sur la nature des changements (sauf la méthode de vecteur de changements) ; elles exigent un seuillage ;
- conditions : elles exigent l'identification de seuils et le choix de bandes spécifiques pour la détection ;

B) **Méthodes de transformation**, qui applique les transformations comme l'analyse en composantes principales, le Tasseled Cap ou le chi-carré :

- avantages : ces méthodes sont plus complexes que les méthodes algébriques mais encore assez simples ; elles réduisent les informations redondantes entre les bandes ; possibilité d'utiliser plusieurs bandes à la fois pour la détection de changements ;
- inconvénient : il est difficile d'identifier les changements détectés ;

- condition : l'analyste doit posséder une bonne connaissance pour le choix des composantes et des seuils ;

C) **Méthodes de classification**, qui est, par exemple, la comparaison des post-classifications, l'analyse spectrale et multi-date ainsi que la détection des changements non dirigée :

- avantages : ces méthodes réduisent les impacts de l'environnement ; elles fournissent des informations concernant la nature des changements (sauf les méthodes d'analyse spectrale temporelle de détection non dirigée) ; elles produisent une bonne détection ou méthode de détection du maximum de probabilité (expectation maximization) ;

- inconvénients : elles exigent beaucoup de temps (sauf la méthode d'analyse spectrale temporelle) ; il est difficile d'identifier les changements ;

- conditions : elles exigent une réalité de terrain, l'identification de seuils, une grande exactitude de la classification et un nombre et une qualité d'échantillons d'entraînement suffisants ;

D) **Méthodes Avancées**, qui sont appliquées pour la détection de changement des paramètres biophysiques, en particulier la végétation :

- avantage : ces méthodes fournissent de l'information précise et détaillée sur la nature des changements ;

- inconvénients : elles sont complexes et non disponibles dans les logiciels ; exigent des mesures in situ ;

- conditions : elles exigent le développement de modèles de cime d'arbres et d'estimation des paramètres biophysiques ainsi que l'identification de composantes spectrales homogènes (endmembers) et de seuils adéquats ;

E) **Approches de SIG**, qui utilise les données de différentes sources, telles que les cartes topographiques et thématiques :

- avantages : ces approches permettent d'insérer des données auxiliaires pour l'analyse et l'interprétation des résultats ; elles permettent la mise à jour directe dans un SIG ;

- inconvénients : elles diminuent potentiellement l'exactitude des résultats finaux de la détection de changements ; en effet, quand des données viennent de différentes sources, si un des documents est cartographiquement moins précis ou s'ils sont à différentes échelles, l'exactitude globale de la détection des changements diminue ;

- condition : elles exigent une bonne précision géométrique des cartes utilisées ;

F) **Méthodes d'interprétation visuelle** :

- avantages : ces méthodes permettent d'incorporer la connaissance de l'analyste ; elles permettent d'analyser deux ou trois images à la fois ;

- inconvénients : elles ne fournissent pas d'informations détaillées sur les changements ; elles dépendent du savoir-faire et du savoir de l'analyste ; elles exigent beaucoup de temps ; elles ne permettent pas une mise à jour facilement ;

- conditions : elles exigent un bon savoir-faire de l'analyste et une familiarisation avec la zone d'étude ;

1.2.4. Suivi de la déforestation

La déforestation est définie comme la conversion d'une zone de forêt dense ou dégradée en n'importe quelle autre classe d'occupation du sol, la dégradation est la transformation de forêt dense en forêt dégradée et la reforestation ainsi que la régénération sont respectivement les processus inverses(Quettin,2009).

La déforestation est une dynamique au cours de laquelle la forêt est remplacée par un autre type d'occupation du sol non forestière. Des études ont montré que les taux élevés de déforestation tropicale sont liés à la croissance démographique et la pauvreté ainsi que la culture itinérante dans de grandes étendues de forêts (Mather & Needle, 2000 ; Lambin et al. 2001). Mais cette assertion est discutée par d'autres études (Geist & Lambin, 2001) sans nier le rôle de la croissance de la population, la pauvreté, ou les techniques culturales, ces auteurs montrent que la déforestation tropicale est provoquée par deux grands groupes de causes. Ils distinguent les causes immédiates (proximate causes) et les causes sous-jacentes (underlying causes).

Une première estimation détaillée de la déforestation du bassin du Congo entre 1990 et 2000 vient d'être réalisée par le CCR et l'UCL. La méthodologie d'analyse repose sur un échantillonnage systématique des grilles de ½ degré carré et sur l'analyse exhaustive d'extraits d'images Landsat de 10 par 10 Km autour des années 1990 et 2000 (± 2 ans), ce qui donne une densité d'échantillonnage approximative de 4%. Les résultats montrent une concentration des phénomènes de déforestation aux franges du massif forestier, en particulier dans les régions de Gemena, Lisala et Bumba au Nord, Ilebo et Kananga au Sud, Bukavu, Goma et Butembo à l'Est.

Les chiffres nationaux de déforestation montrent un taux annuel régional de 0.19% de déforestation nette (soit la déforestation moins la régénération) et une dégradation de - 0.10%, soit approximativement la moitié des chiffres de la FAO, basés sur des opinions d'experts.

	<i>Cameroun</i>	<i>RCA</i>	<i>RDC</i>	<i>Guinée Equat.</i>	<i>Congo</i>	<i>Gabon</i>	<i>Afrique Centrale</i>
Déforestation brute	-0,28%	-0,15%	-0,33%	-0,35%	-0,12%	-0,16%	-0,27%
Déforestation nette	-0,19%	-0,07%	-0,26%	-0,41%	-0,03%	-0,12%	-0,19%
Dégradation nette	-0,02%	-0,02%	-0,15%	-0,52%	-0,01%	-0,09%	-0,10%

Tableau 2.2. Estimations nationales de déforestation brute et nette et dégradation nette pour les années 1990-2000 basées sur les estimations provenant de l'échantillonnage systématique du CCR/UCL.

Selon la FAO cité par Anonyme, 2006 ; le taux annuel de déboisement du massif forestier de la RDC est estimé à 0.6%. Cependant, la plupart de ces forêts sont en train de subir des processus de déforestation ou de dégradation plus ou moins sévères entraînant leur fragmentation ayant des impacts négatifs, non seulement sur les écosystèmes et les modes de vie des populations locales en particulier, mais aussi sur l'humanité toute entière, et ceci en raison du changement climatique global et de la perte de la biodiversité (MMFT,2002)

1.2.5. Les indices en écologie du paysage

Afin d'étudier les rapports entre la configuration du paysage et les processus écologiques, il est utile de décrire ces structures en termes quantifiables. Ceci explique le développement d'une série d'indices « landscape metrics » (Hargis et al., 1997 ; Farina, 2000; Bogaert & Mahamane, 2005). La nécessité d'utiliser plusieurs indices pour caractériser

la structure spatiale d'un paysage semble logique et beaucoup d'indices sont à la disposition des écologues pour cet objectif. Ces mesures sont souvent un indicateur de l'impact humain sur la morphologie du paysage (Krummel et al., 1987 ; Burel & Baudry, 2003). Puisque aucune mesure ne peut résumer à elle seule toute la complexité de l'arrangement spatial des taches, un ensemble de mesures doit généralement être effectué (Dale et al., 1994 ; Bogaert & Mahamane, 2005 ; Bamba, 2010) ; cette idée est à la base de l'existence d'une abondance d'indices.

1.2.6. Analyse de la dynamique paysagère

La mosaïque du paysage n'a pas de forme permanente, mais change en qualité, forme et arrangement spatial (Schlaepfer, 2002 in Bamba, 2010). Ce changement peut être dû à des processus naturels, tels que la succession écologique et les perturbations, naturelles ou anthropiques. Cette dynamique est le résultat des processus complexes et a une très grande importance pour les organismes vivants et pour l'homme. Les perturbations sont le moteur de la dynamique du paysage et agissent à toutes les échelles spatiales et temporelles. La dynamique du paysage peut être décrite par des changements dans le temps, des indices qui décrivent la structure et la composition du paysage et enfin par la matrice de transition et de l'identification des processus de transformation spatiale (Schlaepfer, op.cit).

1.2.6.1. La Matrice de transition

La matrice de transition est une méthode permettant de décrire de manière condensée, sous forme de matrice carrée, les changements d'état des éléments composant le paysage pendant une période donnée (Bell, 1974 ; Turner, 1994 ; Schlaepfer, 2002). Cette matrice ne contient aucune information sur la distribution spatiale des changements, ni sur les processus et causes ayant conduit aux changements mais informe sur la proportion d'affectation d'un type i d'utilisation du sol à un état j réalisés pendant la période concernée. Elle ne tient compte que des états des éléments aux temps initial et final.

1.2.6.2. Identification des processus de transformation spatiale

Une approche complémentaire pour analyser la dynamique structurelle du paysage est d'étudier les processus spatiaux de transformation (Forman, 1997) en utilisant la surface des taches, le périmètre des taches et le nombre de taches (Bogaert et al., 2004). Ces caractéristiques sont identifiées en tant qu'éléments principaux pour la description de la configuration paysagère (Giles & Trani, 1999 ; Bogaert et al., op.cit). Cette approche peut être justifiée par l'observation suivante : il y a un nombre limité de configurations ou géométries spatiales communes qui résultent des processus de transformation spatiale (Bogaert et al., 2004 ; Collinge & Forman, 1998).

1.2.8. La télédétection comme outil d'analyse du paysage

L'utilisation de la télédétection pour l'analyse des caractéristiques environnementales, culturelles et la gestion des ressources naturelles est bien connue (Jensen, Evaluation par télédétection des effets de la déforestation et de la dégradation des forêts à Kisangani (Cas de la Région forestière de Masako) Jean-fiston Mikwa, 2010)

1996, Quattrochi & Pelletier, 1990). La télédétection a ajouté une dimension supplémentaire à l'étude du paysage. Trois grands avantages sont offerts par la télédétection (i) l'influence de l'observateur est évitée à cause de la grande distance qui sépare le capteur et l'objet; (ii) des mesures à grandes échelles (régionale ou globale) peuvent être effectuées et de façon répétée; (iii) une grande variété de données peuvent être obtenue grâce à la grande gamme de bandes spectrales et de capteurs (Quattrochi & Pelletier, 1990). Ainsi, la télédétection permet d'approcher le paysage à différentes échelles. Elle prend en compte la dimension spatiale dans des régions où l'accessibilité et le manque d'informations géographiques entraînent des difficultés à généraliser des observations réalisées au sol. En effet, les données satellitaires sont des sources importantes de description et de différenciation spatiales des phénomènes survenant à la surface de la Terre. Ces observations répétées dans le temps permettent en outre l'évaluation des dynamiques d'occupation des terres et la mise en évidence de processus spatiaux et temporels.

1.2.9. Conclusion bibliographique.

La télédétection satellitaire s'avère un outil efficace pour la cartographie et le suivi de la végétation en Afrique centrale. C'est ainsi que nous comptons utiliser les outils de cette discipline pour évaluer la déforestation dans la région forestière de Masako

Plusieurs méthodes ont été proposées dans cette revue de la littérature, Nous comptons utiliser la méthode des classifications pour arriver à produire les cartes d'occupation du sol de la zone d'étude considérée. Après obtention de la carte, nous allons utiliser les indices des structures spatiales qui nous permettront d'évaluer la dynamique d'occupation du sol afin de quantifier la déforestation et la fragmentation du paysage considéré.

1.3. Hypothèses et objectifs de l'étude

1.3.1. Hypothèses

Dans la présente étude nous voulons vérifier les hypothèses suivantes :

- La région forestière de Masako subirait un changement de sa couverture végétale au fil des années suite aux actions anthropiques
- La dynamique de l'habitat forestier dans la région forestière de Masako tendrait vers une perte en qualité (fragmentation, dégradation) et en quantité (superficie) du paysage forestier.
- Les pratiques culturelles, notamment l'agriculture itinérante sur brûlis favoriseraient la régression du couvert forestier et la dégradation du paysage forestier.

1.3.2. Objectifs

L'objectif principal de cette étude est de pouvoir évaluer par télédétection l'état de la déforestation et de la dégradation de la couverture végétale de la réserve forestière de Masako.

Pour y parvenir, les objectifs spécifiques ci-après ont été fixés :

- Définir les différentes classes d'occupation du sol de la région forestière de Masako
- calculer des indices en rapport avec les aires, les périmètres et les formes de taches composant ces types ;
- Interpréter la structure du paysage à différents niveaux d'organisation (taches, classes, paysage), de composition et d'hétérogénéité spatiale à partir des informations quantitatives observées.
- De quantifier la dynamique de la déforestation dans la région forestière de Masako entre 1990 et 2001 en vue d'attirer l'attention sur la nécessité de mise en œuvre de stratégies de conservation de ce milieu particulier insulaire très vulnérable
- Définir et discuter les types de transformation spatiale opérés dans les différentes classes de ce paysage entre ces deux époques.

II. SITE D'ETUDE

2. 1. Présentation du milieu d'étude

2.1.1. Choix du site

Le choix de la Région forestière de Masako a été dicté par le fait qu'il existe une réserve forestière de Masako, étudier toute la zone forestière englobant la réserve donne une idée des effets extérieurs sur la réserve forestière. Ce choix se confirme par les raisons suivantes :

- Compte tenu de son statut d'aire protégée, la Réserve Forestière de Masako jouit du privilège de constituer une étendue proche de la ville de Kisangani susceptible d'offrir, pour des recherches écologiques d'une longue durée, une forêt plus ou moins intacte (Dudu, 1991 ; Upoki, 2001) ;
- La présence d'une diversité d'habitats dans une superficie de 2.105 ha ;
- La présence d'une base des données sur sa végétation et sa faune issues des recherches antérieures devant faciliter une bonne comparaison des résultats ;
- La présence de mosaïque d'habitats probablement en interactions ;
- Son accessibilité à partir de Kisangani facilitant la permanence durant la période de récoltes de données (Iyongo, 2008).

Etudier toute la zone forestière donne des orientations sur les pressions anthropiques que subit cet écosystème naturel.

2.1.2. Situation administrative et géoclimatique

Nous adoptons ici parler d'abord de la Province Orientale, ensuite de la ville de Kisangani pour terminer par la Réserve de Masako qui représente une zone centrale de la scène considérée.

2.1.2.1. Province Orientale

La Province Orientale est l'une des 11 provinces que compte la RDC dans sa structure administrative actuelle. Elle est la deuxième province, en terme de superficie forestière après celle de l'Equateur, mais la plus vaste en terme de superficie en général. Elle est subdivisée en quatre districts : Tshopo, Ituri, Bas-Uélé et Haut-Uélé (Figure 2.1). Située dans le Nord-Est de la R.D. Congo, elle s'étend de la deuxième parallèle Sud à la cinquième parallèle Nord et du 22^{ème} au 31^{ème} méridien Est de Greenwich et elle couvre 503.239 km², soit le 1/5 de l'ensemble du territoire national. Elle présente un réseau hydrographique dense et assez bien réparti, constitué des nombreux cours d'eau dont le fleuve Congo et ses affluents (Lindi, Lomami, Aruwimi, Itimbiri, Uélé ainsi que le lac Albert (Mobutu) (Saint Moulin & Kalombo, 2005 cité par Nshimba, 2008).

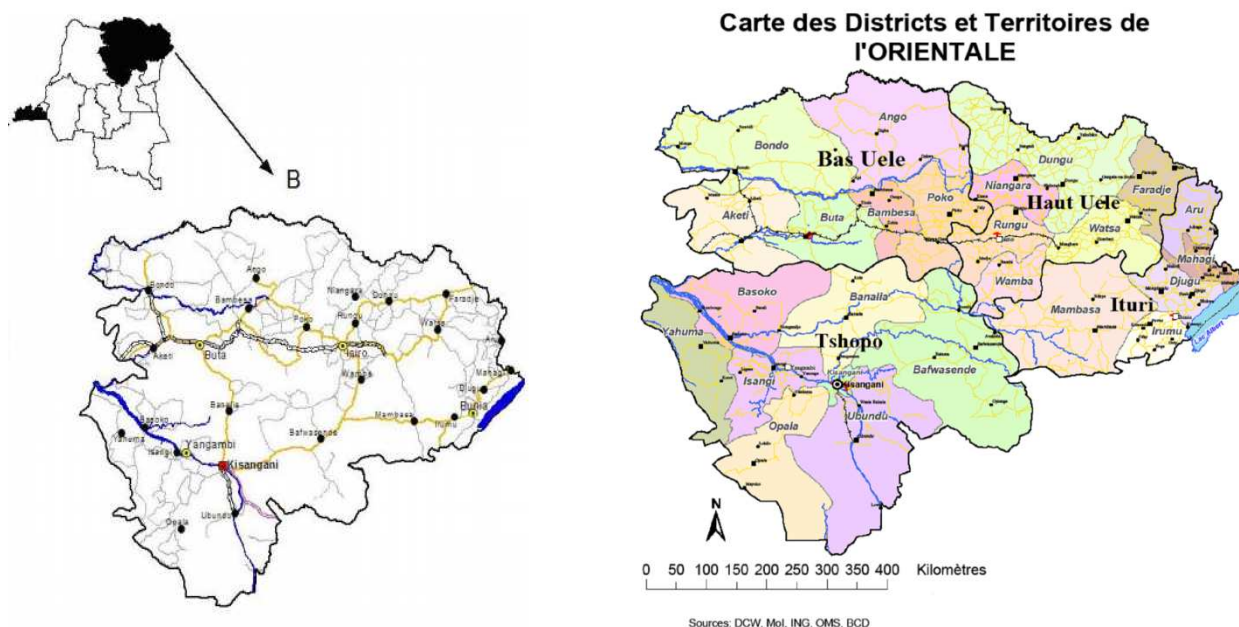


Figure 2.1 : Carte administrative de la Province Orientale

2.1.2.2. Ville de Kisangani

Administrativement, la ville de Kisangani est le chef-lieu de la province orientale et compte six communes urbaines. Etant à cheval sur deux rives du fleuve Congo, elle compte cinq communes sur la rive droite et une seule commune sur la rive gauche. Les communes Kabondo (449 km²), Kisangani (276 km²), Makiso (25 km²), Mangobo (18 km²) et Tshopo (489 km²) sont sur la rive droite et la commune de Lubunga sur la rive gauche (Figure 2.2).

Elle a comme coordonnées géographiques 0°31' de latitude Nord et 25°11' de longitude Est. De part ses coordonnées géographiques, Kisangani se trouve à cheval sur l'équateur. Sa côte altimétrique moyenne est de 396 m et varie de 376 m à 450 m (plateau arabisé au Sud-Est et plateau médical à l'Ouest) et 460 m (plateau Boyoma au Nord-Est). Selon le rapport de l'Institut National de la Statistique (INS), les données relatives à sa superficie totale varient de 1.910 km² à 2.109 km² (Nyakabwa, 1982).

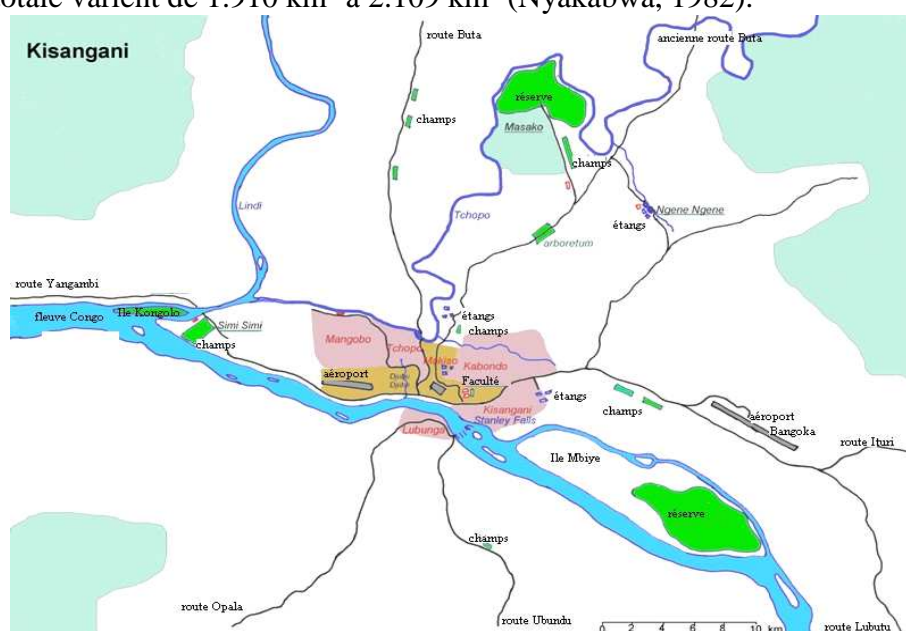


Figure 2.2 : Kisangani et ses environs (modifié d'après Google Earth, in Shimba, 2008).

2.1.2.3. Région Forestière de Masako

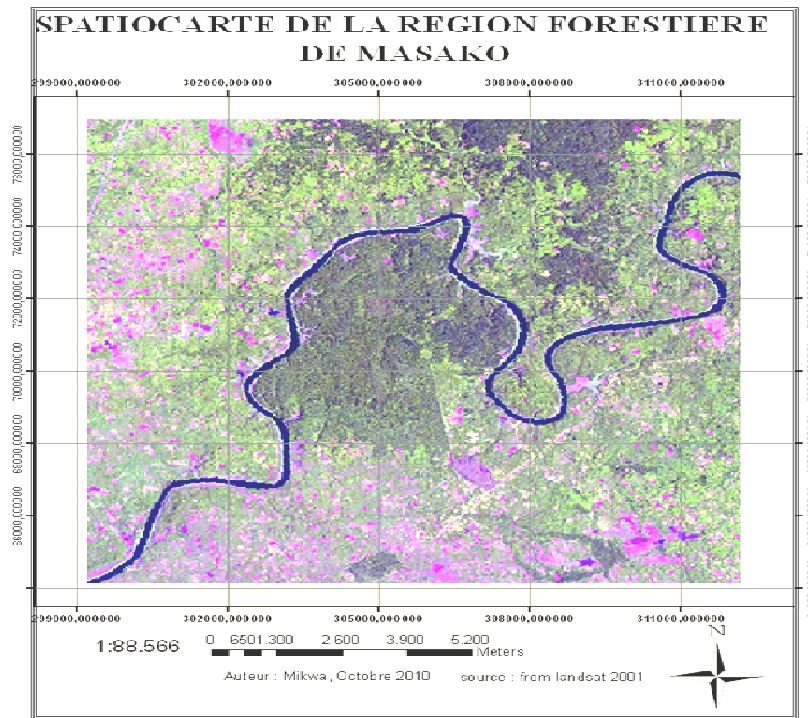


Figure 2.3 : Spatiocarte de la région forestière de Masako

Sur base de cette spatiocarte, notre zone d'étude a une superficie de 14400 ha, elle englobe toute la réserve forestière de Masako, nous expliquons les caractéristiques physiques de la réserve qui est un échantillon représentatif de la zone d'étude.

2.1.2.3. Réserve Forestière de Masako

La Réserve Forestière de Masako (0°36'N et 25°13'E) est située à 15 km de la ville de Kisangani, dans la direction N-E sur l'ancienne route Buta dans la localité Batiabongena qui est une entité administrative de la collectivité secteur Lubuya-Bera, commune de la Tshopo, ville de Kisangani, province Orientale. La Réserve s'étend sur une superficie d'environ 2.105 ha. Elle est une propriété du Ministère de l'Environnement, Conservation de la Nature, Eaux et Forêts, créée par l'ordonnance-loi n°052/378 du 12 novembre 1953.

La Réserve se trouve située en totalité dans une boucle formée par la rivière Tshopo qui fait une concavité tournée vers le Sud (Figure 2.4). La Faculté des Sciences de l'Université de Kisangani y a installé un Centre d'Ecologie Forestière au Congo (CEFOC) en vue de mener des études sur le fonctionnement de cet écosystème forestier.

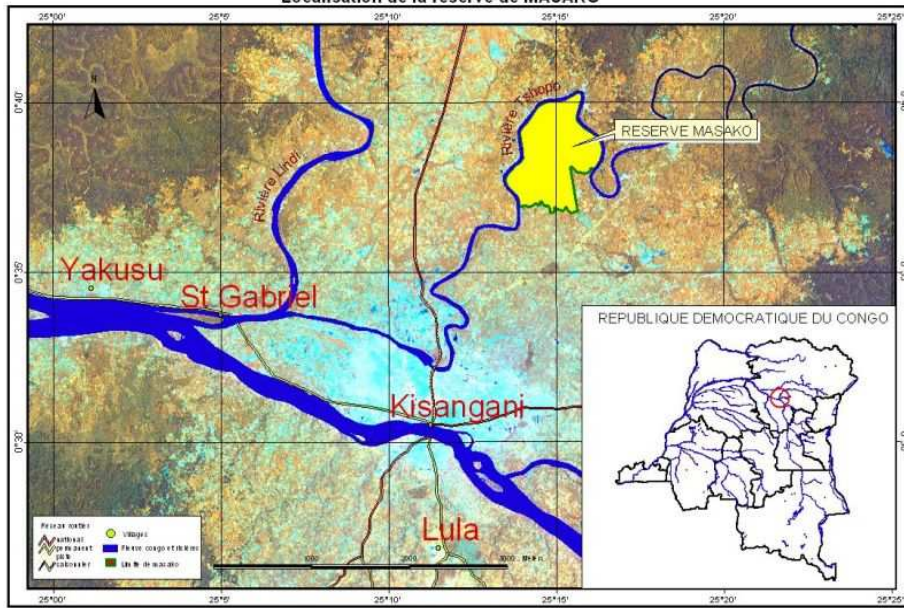


Figure 2.3 : Localisation de la Réserve Forestière de Masako.

Le climat de la région étudiée est globalement celui de Kisangani, sauf quelques petites modifications dues à la présence du couvert végétal. C'est le climat équatorial du type continental appartenant à la classe Af de la classification de KOPPEN (Nshimba, 2008). C'est un climat tropical chaud et humide, sans saison sèche absolue.

La température du mois le plus froid est supérieure à 18°C et la hauteur mensuelle des pluies du mois le plus sec est supérieure à 60 mm. En général, la température oscille autour de 25°C. Les précipitations moyennes annuelles sont supérieures à 1.750 mm avec deux maxima équatoriaux autour des mois d'octobre et d'avril et deux minima solsticiaux autour de janvier et juillet. La moyenne annuelle du nombre de jours de pluies se situe autour de 155.

L'humidité relative de l'air est élevée et la moyenne mensuelle oscille autour de 85%. Les maxima sont observés pendant la période pluvieuse, les minima pendant la période sèche.

L'insolation est généralement forte. La moyenne annuelle est autour de 5,4 heures/jour, avec une forte intensité entre 10h et 14h surtout pendant les mois les plus secs, donc autour de janvier (Kankonda, 2009). Les températures mensuelles moyennes oscillent autour de 25°C. Par contre le rythme pluviométrique diminue sensiblement de novembre à janvier.

Quant aux sols de la région de Kisangani, ce sont des sols ferralitiques caractéristiques des forêts tropicales (Kombele, 2004). Ils sont généralement sablo-argileux, acides et renferment beaucoup de combinaisons à base de sable, pauvre en humus et en éléments assimilables par les plantes, à cause du lessivage dû aux pluies abondantes. C'est pourquoi, ils ont une fertilité moyenne et conviennent à la culture des plantes ligneuses et associations légumineuses-graminées (Mambani, 1982).

Tableau 4.1 : Moyennes mensuelles de précipitations ; de températures et humidité de la région de Kisangani. Pp.m. : Précipitation mensuelle (en mm) ; T.m. : Température moyenne (en °C) et HR.m. : Humidité moyenne mensuelle.

Paramètres	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Année
P.p.m	69,5	99,9	144,3	171,3	178,7	128,8	95,9	130,4	204,1	237,4	216,2	106,2	1782,7
T.m	24,4	25,1	25,3	25,1	24,7	24,3	23,7	23,5	24	24,2	24,5	24,4	24,4
HR.m.	88	84	87	84	86	88	88	88	86	87	90	86,8	86,9

Source : Station météorologique de Bangboka

Evaluation par télédétection des effets de la déforestation et de la dégradation des forêts à Kisangani
(Cas de la Région forestière de Masako)

Jean-fiston Mikwa, 2010

2.1.3. Hydrographie

La Réserve est drainée par un riche réseau hydrographique. Ces affluents de la Tshopo prennent en général leurs sources en dehors de la Réserve, mais baignent sur leurs parcours les terrains des cultures, les jachères et la Réserve pour se jeter enfin dans la Tshopo. La présence des sols hydromorphes riverains est favorable à la subsistance aux bordures de ces cours d'eau d'une végétation forestière relictuelle (Dudu, 1991).

Le réseau hydrographique de la Réserve comprend 13 ruisseaux dont notamment : Masako, le principal et qui confère son nom à la Réserve, Amandje, Magima, Amakasampoko, Mayi ya chumvi et Masangamabe

2.1.4. Végétation

2.1.4.1. Forêt primaire

La forêt primaire de Masako est une forêt à *Gilbertiodendron dewevrei* (Caesalpiniaceae). La forêt à *Gilbertiodendron dewevrei* est une formation monophylétique, luxuriante et imposante par son allure. Son homogénéité résulte de la prépondérance dans la strate supérieure de *Gilbertiodendron dewevrei* (Caesalpiniaceae), espèce barochore très grégaire. Les espèces caractéristiques dans la strate supérieure sont : *Gilbertiodendron dewevrei*, *Polyalthia mavelolens* et *Strombosia glaucescens*. La strate arborescente inférieure, assez irrégulière, comprend surtout les jeunes arbres de *Gilbertiodendron dewevrei* et les éléments propres suivants : *Annonidium mannii*, *Diospyros melocarpa*, *Staudtia gabonensis*, *Strombosia grandiflora*, *Isolonona hexaloba*, *Garcinia epunctata*, *Cola griseiflora*, *Uapaca guineensis* et *Monodora angolensis*. La strate arbustive est dominée par *Scaphopetalum thonneri*. Elle est aussi constituée par *Isolona thonneri*, *Heisteria parvifolia*. La strate herbacée, peu fournie, est constituée par des mégagéophytes (herbes géantes). Ses éléments propres sont : *Geophila obvalata*, *Geophila renaris*, *Leptapsis cochleata* et *Palisota barteri*. (Iyongo, 2008)

2.1.4.2. Forêt secondaire

Elle a été décrite par Kahindo (1988) et Mabay (1994). Ce dernier la qualifie d'une forêt transitoire préclimacique, suite à la forte densité de ses éléments caractéristiques. Selon les habitants de Masako, cette partie de la forêt a été défrichée sans être brûlée autour des années 1925. Certains grands arbres n'avaient pas été abattus ; la litière y est abondante et plus ou moins décomposée, avec une épaisseur de 10 à 20 cm. Cette forêt est floristiquement très riche du fait que sa flore est un mélange des espèces des jachères très âgées et de la forêt primaire. Les différentes strates de cette formation végétale se composent de :

- strate arborescente : elle est dominée par *Pycnanthus angolensis*, *Zanthoxylon gillettii*, *Cynometra hankei*, *Petersianthus macrocarpum*, *Funtumia elastica*, *Uapaca guineensis*, *Lanea welwitschii*, *Ricinodendron heudelotii*, *Sterculia bequertii* et *Musanga cecropioides* ;
- strate arbustive : les arbustes dominant sont *Trichilia welwitschii*, *Buchnerodendron speciosus*, *Barteria nigritiana*, *Manniophyton fulvum* ;

- strate herbacée formée de plusieurs espèces dont *Aframomum laurentii*, *Costus lucanusianus*, *Palisota ambigua*, *Palisota schweinfurthii*, *Haumannia leonardiana*, *Roureospis obliquifoliolata* et *Hypselodelphis scandens*.

2.1.4.3. Jachères

Dudu (1991) a décrit les principales associations des jachères de Masako de la manière suivante :

a) Association à *Aframomum laurentii* et *Costus lucanusianus*

L'association comprend deux strates : la strate arborescente, haute de 10 à 12 m ; elle est continue et ouverte ; la strate herbacée occupe le niveau inférieur qui est souvent fermé. La composition floristique de l'association est la suivante :

- les grandes herbes à rhizomes souterrains dominant, on y trouve : les Zingiberaceae (*Aframomum laurentii*, *Costus lucanusianus*), Marantaceae (*Haumannia leonardiana*, *Thaumatococcus daniellii*), Davalliaceae (*Nephrolepis bisserata*), Dioscoreaceae (*Smilax kraussiana*) et la famille Commelinaceae (*Palisota ambigua*) ;
- les espèces accompagnatrices des celles de la catégorie précédente : *Buchnerodendron speciosus*, *Triumfetta cordifolia*, *Myrianthus arboreus*, *Pycnanthus angolensis*, *Musanga cecropioides*, *Funtumia elastica*, *Chlorophora excelsa* et *Macaranga spinosa* ;
- les plantes volubiles et les lianes parmi lesquelles on cite : *Dichapetalum mombuttense*, *Ficus asperifolia*, *Cnestis ferruginea*, *Polycephalum lobatum* et *Mussaenda erythrophylla*.

b) Association à *Triumfetta cordifolia* et *Selaginella myosurus*

Le groupement s'installe sur un terrain de culture abandonnée et âgée de 1 à 2 ans. Il s'agit d'une jachère arbustive jeune, intermédiaire entre les jachères herbacées et les jachères arbustives vieilles. La flore y est dominée par les espèces *Triumfetta cordifolia* et *Selaginella myosurus*, qui ont comme espèces accompagnatrices *Paspalum conjugatum*, *Costus lucanusianus*, *Aframomum laurentii*, *Manniophytum fulvum*, *Buchnerodendron speciosus*, *Dichapetalum mombuttense*, *Trema orientalis*, *Paspalum brevifolium* et *Tristemma mauritanianum*.

2.1.5. Population et leurs activités

Notre région d'étude est située aux environs de la ville de Kisangani dans le district de la Tshopo. La population de Kisangani se chiffrait en 1998 à 549709 habitants, avec un taux de croissance estimé à 5% pour l'ensemble de la ville et une densité moyenne de 260,65 habitants au km².

En comparaison avec les données de l'INS cité par Sabongo (2007), cette population des districts de Kisangani et de la Tshopo s'élevait à 2.263.186 habitants, soit une densité de 11 habitants au Km². Cette population est répartie de la manière suivante : Ville de Kisangani (895.880 habitants) et district de la Tshopo (1.367.306 habitants). Nous constatons que la population de la ville de Kisangani a augmenté de 346171 habitants après 5 ans.

Ces districts comprennent plusieurs tribus autochtones de la province orientale, mais aussi celles provenant d'autres provinces du pays. Selon Mate (2001), les principales

Evaluation par télédétection des effets de la déforestation et de la dégradation des forêts à Kisangani
(Cas de la Région forestière de Masako) Jean-fiston Mikwa, 2010

ethnies sont : les Lokele, les Mbole, les Turumbu, les Wagenia, les Topoke, les Bamanga, les Lengola et les Kumu. Les Lokele et Topoke sont des riverains, essentiellement de petits commerçants ambulants ou pêcheurs. Les Kumu constituent l'ethnie prédominante dans la région d'étude. Ces différentes populations exploitent diversement la forêt pour leur survie : la fabrication des pirogues, l'agriculture, la chasse, extraction de produits forestiers variés et la coupe des arbres pour le charbon de bois, la menuiserie et bois de chauffage.

Ces diverses activités aboutissent progressivement à une certaine modification du milieu naturel qui se traduit actuellement par la secondarisation de la végétation dans un rayon estimé à 50 Km autour de la ville de Kisangani ; cet aspect a une importance dans l'interprétation des paysages.

L'action de l'homme sur les ressources forestières est avant tout destructrice, mais l'intensité de cette destruction est fonction de la densité de la population, du mode de vie de cette dernière et de l'ancienneté de l'occupation des terres. Les principales causes qui sont à la base de la destruction des forêts climaciques de notre territoire se résument comme suit :

- Agriculture itinérante sur brûlis ;
- Exploitation forestière ;
- Coupe et fabrication des charbons de bois ;
- Cueillette, chasse, pêche et enfin l'élevage.

L'homme est par conséquent l'un des destructeurs des écosystèmes par les défrichements, les coupes, les exploitations forestières et les divers aménagements qu'il entreprend. Il modifie très profondément la flore et la végétation de son environnement et participe ainsi à la dégradation et à la simplification des écosystèmes forestiers (Sabongo, 2007). Cette action destructrice se situe à deux niveaux : d'une part, il agit sur la faune et d'autre part, il modifie la flore.

Néanmoins, de grandes étendues de la réserve de Masako sont régulièrement déboisées, pour être remplacées par des cultures itinérantes sur brûlis. Certains arbres sont abattus pour l'exploitation du charbon de bois, laissant derrière des clairières. Ainsi, la végétation primitive de Masako a laissé la place aux forêts secondaires dues au reboisement et aux formations de remplacements, conséquences des cultures. Cette action sur les ressources forestières est à la fois directe et indirecte. Directement, elle détruit certaines espèces par une surexploitation ou par un défrichement inconsidéré. Les espèces surexploitées sont nombreuses, on peut citer : *Pericopsis elata* (afromorsia), *Gilbertiodendron dewevrei*, *Alstonia boonei*, *Entandrophragma* utile pour le bois d'œuvre et exportation des grumes et pour la fabrication des braises ; *Gnetum africanum* pour l'alimentation, *Rauwolfia vomitoria*, *Pentadiplandra brazzeana* pour les plantes médicinales, etc.

Toutes ces espèces deviennent de plus en plus rares dans la région et particulièrement dans les centres urbains.

Elle favorise indirectement la pénétration des espèces ayant leur centre de dispersion dans les savanes. Nombreuses espèces rudérales du territoire étudié sont d'introduction ancienne ou récente.

III. MATERIELS ET METHODES

3.1. Matériels d'étude

Les images satellitaires utilisées dans ce travail couvrent une période allant de 1990 à 2001. Chacune des données nous a fourni des informations différentes sur le phénomène de la déforestation et de la dégradation des forêts. Dans le cadre de notre étude, nous avons pu bénéficier des images satellitaires de la ville de Kisangani à l'observatoire satellital des forêts d'Afrique central (Osfac) ainsi qu'à l'institut d'Environnement de l'Université catholique de Louvain-la-Neuve en Belgique.

Pour réduire l'impact des conditions atmosphériques sur les signaux enregistrés et permettre une comparaison, les dates d'acquisition des images se situent pendant la même période de l'année, pendant la saison sèche.

3.2. Méthode cartographiques

3.2.1. Composites colorées des bandes panchromatiques (Stack layer)

Cette opération consiste à combiner les bandes panchromatiques pour obtenir une composition colorée. Signalons que le "stack" est composé des bandes 3, 4 et 5, qui permettent une bonne lecture de la végétation. Nous avons utilisé le cas échéant, l'outil "Layer Stacking" sur le logiciel ENVI 4.6.

3.2.1.2. Classification des images

Classer des données satellitaires, c'est grouper les unités primaires qui les composent (pixels) en un nombre donné thématiquement connu ou spectralement homogène (Defourny, 2010). Les procédures de classifications permettent la confection des cartes thématiques.

Pour des raisons précitées, nous avons utilisé la classification non-supervisée à l'aide du logiciel ENVI. L'ensemble de la zone d'étude sur les images était divisée en plusieurs classes ; ainsi, la classification, l'interprétation des images ainsi que le calcul des différentes superficies de ces classes ont été réalisées à l'aide d'ENVI 4.6 et la cartographie proprement dite a été réalisée sur ArcGIS. La détection des indices de structures spatiales a été faite par l'extension Patch Analysis 3.4 qui a été installé sous Arcgis 9.2

Dans le cas de cette étude, il a été défini sur chaque image 100 classes (à raison de 7 itérations), que l'on a reclassifié (post-classification) en 6 classes sur base de la classification de Duveiller,(2008) et renommé à savoir :

- Forêt dense
- Forêt secondaire (Longue jachère et forêt secondaire)
- Champs et jachère Agriculture et petite jachère
- Sol nu et aire urbaine
- Plantations (Végétation non forestière)
- Eau

3.2.1.3. Superficies et quelques calculs statistiques sur les images

Les superficies (en km²) de différentes classes ayant fait l'objet de la classification ont été générées automatiquement sur Envi 4.6, ensuite elles ont été exprimées en pourcentage (%) afin de mieux évaluer ces valeurs par rapport à celles de l'étendue totale correspondant à 100 %.

La détermination des statistiques descriptives spatiales de chaque classe d'occupation du sol a été faite sous Excel après avoir exporté la table d'attribut de toutes les classes d'occupation du sol sous Arc nous avons utilisé la variance, l'écart type et le coefficient de variation, etc.

3.2.1.4. Mise en page (Layouts)

Elle a consisté à la présentation cartographique des résultats de la classification sur le logiciel ArcGIS 9.2 avec la table d'attribut pour chaque classe d'occupation du sol pour l'année 1990 et celle de l'année 2001.

3.2.2. Matrice de confusion

L'estimation de la qualité de la classification a été faite par le biais d'une matrice de confusion (Godard, 2005). À partir de cette matrice, la qualité de l'utilisateur ou le taux de pixels bien classés de la classe i ($P_u(i)$) a été déterminée avec l'équation 1 :

$$P_u(i) = \frac{M_c(i)}{m_1} \times 100 \text{ (équation 1)}$$

où $M_c(i)$ est le nombre de pixels de la classe i ayant effectivement été affectés à celle-ci après classification et m_1 la somme des pixels de la classe i dans l'image.

La précision du producteur $P_p(i)$ a été obtenue suivant l'équation 2 :

$$P_p(i) = \frac{M_c(i)}{m_2} \times 100 \text{ (équation 2)}$$

où m_2 est le nombre de pixels appartenant effectivement à la classe i .

Une valeur élevée de $P_p(i)$ indique que la classe a été peu affectée par les échantillons des autres classes. À l'inverse, un taux faible indique que cette classe a souvent été choisie à la place d'autres classes.

La précision globale de la classification a été donnée par la moyenne des pourcentages des pixels correctement classés (MPCC)

$$MPCC = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n P_u(i) \text{ (équation 3)}$$

n étant le nombre total des pixels inclus dans la matrice.

Le coefficient de Kappa (K , équation 4) donne une estimation plus précise (qui tient compte des pixels bien classés) de la qualité de la classification (Congalton, 1991) :

$$\hat{K} = \frac{n \sum_{i=1}^r M_c(i) - \sum_{i=1}^r m_1 m_2}{n^2 - \sum_{i=1}^r m_1 m_2} \times 100 \text{ (Équation 4)}$$

où r est le nombre de rangées de la matrice.

3.2.3. Matrice de transition des classes d'occupation du sol

La matrice de transition permet de mettre en évidence les changements d'occupation du sol pendant une période donnée (Schlaepfer, 2002; Bamba et al., 2008). Les cellules de la matrice contiennent la valeur d'une variable ayant passé d'une classe initiale i à une classe finale j pendant la période considérée. Les valeurs des colonnes représentent les proportions des aires occupées par chaque classe d'occupation du sol au temps j et celles des lignes, au temps initial i .

3.2.4. Taux annuel de déforestation de la zone d'étude

Le taux annuel de déforestation est le pourcentage que perd la forêt chaque année dans un territoire forestier bien défini. Ce taux a été calculé comme suit : L'analyse de la dynamique de l'occupation des terres a été faite à partir du calcul du taux de déforestation annuel (Caloz, 2001 ; Oloukoi 2006 ; Barima, 2009) et a été utilisée. La variable considérée ici est la superficie (S). Ainsi, pour S_0 et S_1 , correspondant respectivement à la superficie d'une catégorie d'occupation des terres en 1978 et en 1998, le taux de déforestation spatiale moyen annuel T ,

$$T = \frac{(\ln S_2 - \ln S_1)}{t \ln e} \times 100 \quad (\text{Équation 5})$$

où : t est le nombre d'années d'évolution ; \ln le logarithme népérien ; e la base des logarithmes népériens ($e = 2,71828$) et S la superficie.

3.2.5. Analyse de la structure spatiale du paysage

3.2.5.1. Indices de structure spatiale

Le nombre des taches (n_j) appartenant à une classe donnée j a été déterminé. Le changement de cet indice renseigne sur la fragmentation d'une classe entre deux périodes. L'augmentation du nombre de taches d'une classe est supposée due à la fragmentation de cette classe (Davidson, 1998).

L'aire totale (a_j) occupée par la classe j a été calculée suivant l'équation (5) où a_{ij} correspond à l'aire de la i -ème tache de la classe j :

$$a_j = \sum_{i=1}^{n_j} a_{ij} \quad (5)$$

La valeur moyenne de l'aire des taches de la classe j , \bar{a}_j , a été calculée selon la formule suivante:

$$\bar{a}_j = \frac{a_j}{n_j} \quad (6)$$

L'aire maximale $a_{\max,j}$, c'est la plus grande aire des taches de la classe j , où $a_{ij} \leq a_{\max,j}$.

L'étendue de l'aire de la classe $e(a)_j$

Elle se calcule suivant la formule :

$$e_j(a) = \frac{a_{\max,j} - a_{\min,j}}{a_{\max,j}} \times 100. \quad (7)$$

L'étendue indique la variabilité entre les aires extrêmes de la classe j . Elle varie entre 0 et 100. Cet indice est sans unité et se rapproche de 100 quand la variabilité entre les deux valeurs extrêmes est grande. Plus l'étendue est faible, plus les tailles sont homogènes entre les taches et est de 100 quand une seule tache.

La dominance $D_j(a)$ indiquant la proportion d'aire occupée par la tache dominante dans la classe j a aussi été prise en compte:

$$D_j(a) = \frac{a_{\max,j}}{a_{ij}} \times 100, \quad (8)$$

et $0 < D_j(a) \leq 100$. Plus la valeur de la dominance est grande, moins la classe est fragmentée.

La médiane $Me(a)$ est un nombre qui divise en deux parties l'échantillon, la population. Chaque partie contient le même nombre de valeurs. Contrairement à la moyenne, la valeur médiane permet d'atténuer l'influence perturbatrice des valeurs extrêmes enregistrées lors de circonstances exceptionnelles.

La variance $\sigma^2_j(a)$ représente la moyenne des carrés des écarts à la moyenne. Elle permet de caractériser la dispersion des valeurs par rapport à la moyenne. Dans notre cas ici, elle nous situera sur l'hétérogénéité des taches dans la classe. Sa formule est

$$\sigma_j^2(a) = \frac{1}{n_j} \sum_{i=1}^{n_j} (a_{ij} - \bar{a}_j)^2. \quad (9)$$

Le Coefficient de variation $CV_j(a)$ est un indicateur de dispersion. Il est égal au rapport de la racine carrée de la variance par la moyenne de la classe j :

$$CV_j(a) = \frac{\sqrt{\sigma_j^2(a)}}{\bar{a}_j}. \quad (10)$$

Plus la valeur du coefficient de variation est élevée, plus la dispersion autour de la moyenne est grande. Le coefficient de variation permet d'obtenir un indice général, indépendant des unités de mesure employées alors que la variance est un indice de dispersion sensible à la valeur moyenne et à l'unité de mesure utilisée. La prise en compte de ce coefficient est très importante car donne plus d'informations que la moyenne des taches, analysée seule. En effet si deux classes possèdent la même valeur moyenne mais que la seconde a un coefficient de variation plus faible que première cela signifie que les taches de la seconde sont plus homogènes alors que la première a des taches à surfaces très variables.

La cohérence de la classe $C_j(a)$ est une mesure du degré de partition des aires continues en plusieurs petites fractions (Jaeger, 2000). La valeur de $C_j(a)$ est donnée par la formule :

$$C_j(a) = \sum_{i=1}^{n_j} \left(\frac{a_{ij}}{a_{tj}} \right)^2. \quad (11)$$

Cette valeur varie $0 \leq C_j(a) \leq 1$. La valeur élevée de $C_j(a)$ indique qu'il y a peu de taches dans l'ensemble et que ces taches sont très disproportionnelles. Plus il y a de petites taches plus faible sera la valeur de la cohérence.

La diversité des aires des taches de la classe j , notée $H_j(a)$, a été calculée par l'**indice de Shannon** (Mc Garigal & Marks, 1995) qui est donné par la formule (8) où \ln représente le logarithme népérien :

$$H_j(a) = - \sum_{i=1}^{n_j} \left(\frac{a_{ij}}{a_j} \ln \frac{a_{ij}}{a_j} \right) \quad (12)$$

Cet indice mesure la diversité relative des taches au niveau de la classe. La valeur de $H_j(a)$ va dépendre de n_j et de leurs proportions relatives (a_{ij}/a_j). Il est égal à 0 lorsque la classe n'est constituée que d'une seule tache et sa valeur va croître avec le nombre de taches et avec l'équitabilité entre les aires des taches de la classe (Mc Garigal & Marks, 1995).

En un mot, cet indice est de valeur nulle si les classes sont occupées par une seule tache ou dans le cas du paysage pris en entier, d'une seule classe d'occupation du sol et une valeur élevée souligne les zones de contact entre les différentes taches ou classes d'occupations du sol. Dans le cas des classes, cet indice est utilisé pour mettre en évidence la diversité au niveau des taches qui la constitue

L'indice d'équitabilité de Pielou des aires des taches $E_j(a)$ se calcule selon la formule :

$$E_j(a) = \frac{H_j(a)}{\ln n_j} \quad (13)$$

où le dénominateur équivaut à la diversité maximale potentielle. Il varie entre 0 (très peu équitable) et 1 (équité maximale entre les aires des taches). où $\ln n_j$ est la diversité maximale potentielle (ou H_{max}). Les valeurs obtenues par le calcul de l'indice de diversité H_j permettent de calculer l'indice d'équitabilité ou de régularité (E)

Cet indice permet de comparer la diversité observée et la diversité maximale potentielle qui équivaut à H_{max} c'est à dire à $\ln n_j$. Il varie entre 0 (peuplement comprenant des taches dominantes) et 1 (très bon équilibre entre les aires des taches).

3.2.5.2. La dimension fractale

La dimension fractale est une mesure de la façon dont la fractale occupe l'espace la dimension fractale des frontières de ces agrégats peut être calculée à partir des estimations de périmètre et d'aire, en partant de la relation suivante :

$$p_{ij} = K \cdot a_{ij}^{Df_j/2} \quad (14)$$

où K est une constante appelé facteur de graduation reliant a_{ij} à p_{ij} et Df_j est la dimension fractale de la classe j . Ce qui donne alors

$$\log p_{ij} = \log K + (Df_j / 2) \cdot \log a_{ij} \quad (Y = A + B X) \quad (15)$$

Donc la dimension fractale peut être considérée comme étant le double de la pente de la courbe qui décrit la relation entre $\log p_{ij}$ et $\log a_{ij}$. En d'autres termes cela revient donc à estimer périmètre et aire de chaque tache de la classe à une échelle donnée et à représenter ces valeurs en coordonnées logarithmiques. La pente de la régression entre aires et périmètres correspondants est une estimation de la moitié de Df_j . La régression devra être significative.

Evaluation par télédétection des effets de la déforestation et de la dégradation des forêts à Kisangani

(Cas de la Région forestière de Masako)

Jean-fiston Mikwa, 2010

La dimension fractale (notée D) est considérée comme une mesure de complexité du paysage (Kenkel, 1996). Cette valeur varie entre ($D_f \approx 1$) les paysages fortement anthropisés ($D \approx 1$) et les paysages tout à fait naturels, sans impact humains notables ($D \approx 2$)

$D_f = 2B$ Avec D_f la dimension fractale, B la pente de la droite, K le facteur de graduation k reliant A à P

3.2.5.3. Identification des processus de transformation spatiale

Afin d'identifier les types de changements opérés dans chacune des classes d'occupation du sol, nous avons utilisé l'arbre de décision présenté par (Bogaert et al., 2002). Cet arbre permet de cerner le processus dominant de la transformation du paysage. Les données d'entrées à introduire dans l'arbre de décision sont les données d'aire, de périmètre et celles qui concernent le nombre de taches observées appartenant à la classe mise à l'étude. Elles seront calculées avant (notées comme a_0 , p_0 et n_0) et à l'issue (notées comme a_1 , p_1 et n_1) de la transformation.



Figure 5.1. Identification du processus de transformation spatiale. Premièrement, il faut déterminer la surface, le périmètre et le nombre de taches du type considéré avant (a_0 , p_0 et n_0) et après (a_1 , p_1 et n_1) la transformation. Deuxièmement, le changement de chacune des trois caractéristiques est utilisé pour aboutir à un processus représentatif de la dynamique observée. Selon le modèle, il faut d'abord analyser l'évolution du nombre de taches (comparaison de n_0 avec n_1). Par suite, le changement de la surface (comparaison de a_0 avec a_1) du type considéré mènera directement vers un des processus, ou indirectement via l'évolution du périmètre (comparaison de p_0 avec p_1). Afin de faire une distinction entre fragmentation et dissection, une valeur prédéfinie de diminution d'aire (t) est utilisée (Bogaert et al., 2008)

IV. PRÉSENTATION DES RÉSULTATS

4.1. Cartographie par télédétection de la région forestière de Masako

4.1.1 Présentation des classes d'occupation du sol

Les cartes produites suite aux différents traitements sont présentées dans les Figures 4.1 et 4.2. On constate dans l'ensemble une variation dans la disposition et la constitution des différents éléments dans la zone d'étude. Sur la carte de 1990 (Figure 4.1), la matrice est constituée par la classe champs et jachères comme classe dominante tandis qu'en 2001 (Figure 6.2), c'est la classe forêt secondaire qui devient la classe prépondérante, la forêt dense a gardé la même architecture visuellement bien qu'il ai une réduction de son étendue.

Dans l'ensemble, à la vue des cartes, on constate qu'entre 1990 et 2001, la structure générale du paysage a changé ; les matrices de même que la répartition des taches des classes ont également changé. Les grandes taches des forêts secondaires et des forêts denses ont disparu et font place à de taches plus petites ou souvent à d'autres classes. La jachère n'a pas changé de structure et se retrouve confinée aux mêmes endroits, quant aux Jachères et champs, ils sont repartis dans tout le paysage de 2001. Probablement que les Forêts ont fait les frais de techniques et habitudes culturelles des populations locales.

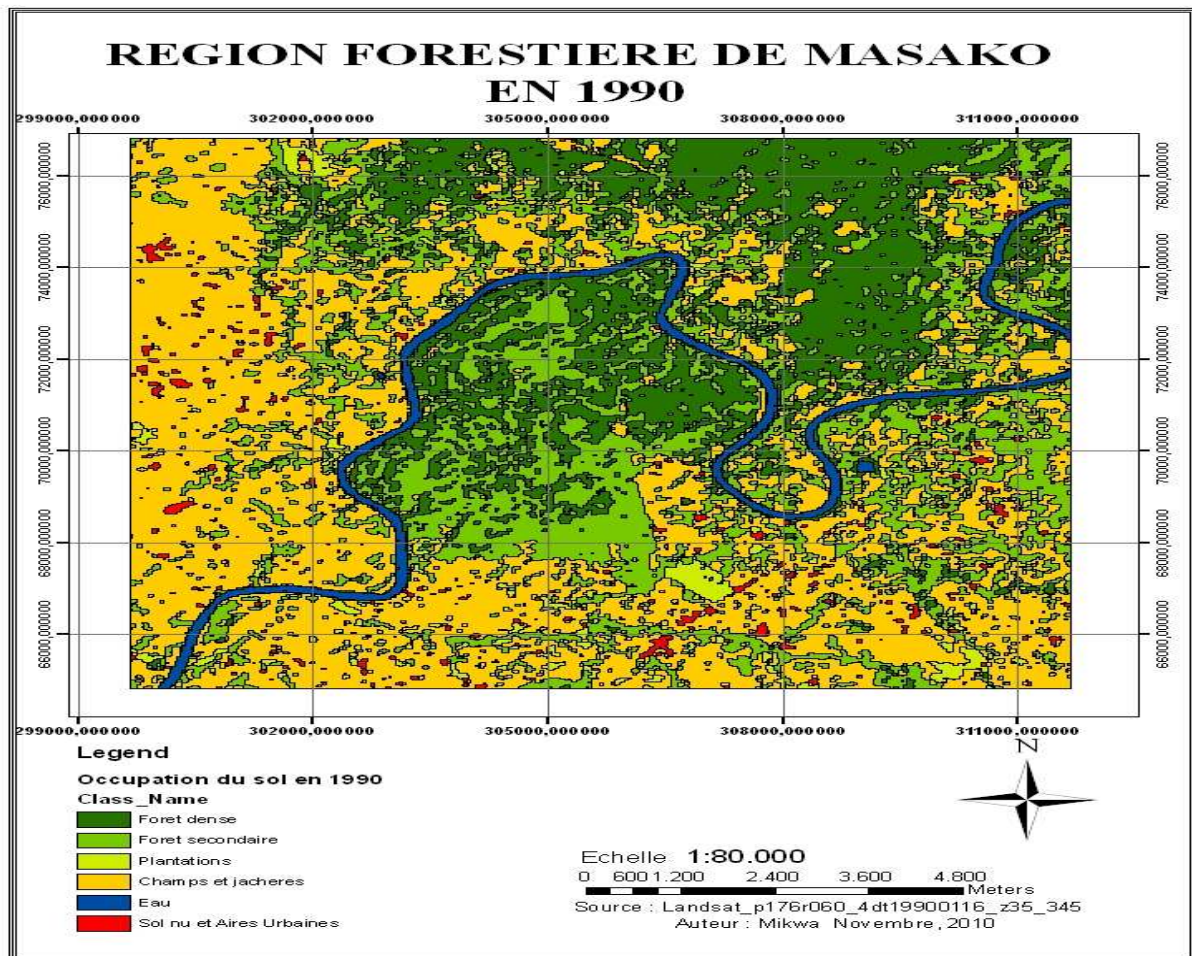


Fig4.1. : Carte d'occupation du sol de la région forestière de Masako en 1990

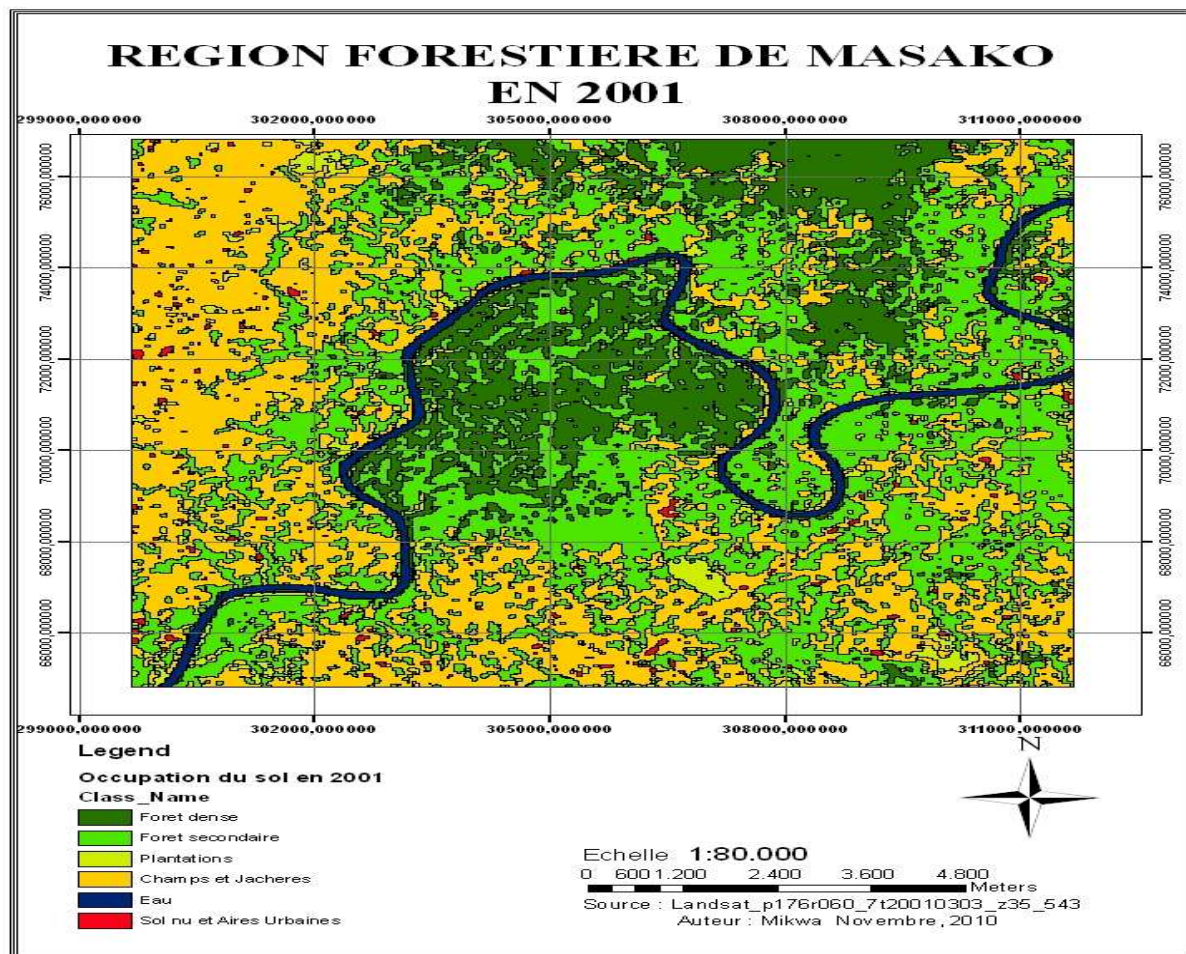


Fig 4.2 : Carte d'occupation du sol de la région forestière de Masako en 2001

4.1.2. Validation des résultats de la classification de l'occupation du sol

Des données de référence ont été obtenues à partir des relevés obtenus en généralisant des points aléatoires. Un plan d'échantillonnage aléatoire a été réalisé sur la base des classes d'occupation du sol retenues. Cents sites de vérification ont été choisis de manière à se trouver dans des zones homogènes. (Daolan, z.,1997)..

Tableau 6.1 : Matrice de confusion de la classification de 1990

<i>Classifiée</i> <i>référence</i>	<i>foret</i> <i>dense</i>	<i>foret</i> <i>secondaire</i>	<i>champs et</i> <i>jachères</i>	<i>plantation</i>	<i>sol nu</i>	<i>eau</i>	<i>total</i>	<i>Pp%</i>
foret dense	19	1	1	0	0	0	21	90
foret secondaire	1	26	4	0	0	0	31	83
champs et jachères	0	1	40	0	0	0	41	75
plantation	0	0	1	3	0	0	4	97
sol nu	0	0	0	2	0	2	2	100
eau	0	0	0	0	0	1	1	100
total	20	28	46	3	2	1	100	
Pu%	95	92	86,9	100	100	100		
MPCC								91 %
K								92 %

Tableau 6.2. : Matrice de confusion de la classification de 2001

<i>Classifiée reference</i>	<i>foret dense</i>	<i>foret secondaire</i>	<i>champs et jachères</i>	<i>plantation</i>	<i>sol nu</i>	<i>eau</i>	<i>total</i>	<i>Pp%</i>
foret dense	12	2	0	0	0	0	14	85
foret secondaire	1	35	0	0	0	0	36	97
champs et jachères	1	3	36	0	0	0	40	90
plantation	0	0	0	7	0	0	7	100
sol nu	0	0	0	0	1	0	1	100
eau	0	0	0	0	0	2	2	100
total	14	40	36	7	1	2	100	
Pu%	85	87.5	100	100	100	100		
MPCC								93 %
K								92,8 %

Les rangées correspondent aux classes définies sur le terrain (données de référence) et les colonnes aux classes obtenues par classification de l'image Landsat ETM+. Pu, Pp et MPCC sont respectivement la qualité de l'utilisateur, la précision du producteur et la moyenne des pourcentages des pixels correctement classés. K est le coefficient de Kappa.

Les matrices de confusion des images Landsat ETM+ 1990 et celle de 2001 (tableau 6.1 et 6.2) indique une MPCC 91 % et de 93 % respectivement pour les deux années. En général nous constatons que la qualité du producteur et celles de l'utilisateur sont bonne parce que toutes ces valeurs sont au dessus de 85 %.

4.1.3. Mise en évidence des changements à l'échelle du paysage: matrice de transition

4.1.3.1. Matrice de transition

Tableau 6.3. Matrice de transition illustrant en hectare le changement des surfaces des classes d'occupation du sol entre 1990 et 2001

		2001						
		Foret dense	Foret Sec.	Champs et jachères	Plantation	Sol nu	eau	total
1990	Foret dense	1675,62	885,6	285,2	38,34	0,8	21,06	2906,62
	Foret secondaire	474,9	2755,35	887,4	70,11	10,8	4,14	4202,7
	Champs et jachères	19,53	2077,7	3820,95	203,94	71,01	3,3	6196,43
	Plantation	5,1	110,16	232,38	116,19	8,82	0,7	473,35
	Sol nu	0	36,54	159,21	6,9	9,9	0,09	212,64
	Eau	28,17	10,71	20,07	3,96	0,36	344,79	408,06
	total	2203,32	5876,06	5405,21	439,44	101,69	374,08	14400

En effet de la lecture du tableau 6.4 issu du tableau 6.3, nous constatons que des 20 % qu'occupait la foret dense en 1990, 11,64 % est restée intacte, 6,15 % est maintenant occupée par la foret secondaire, et 2 % par la classe champs et jachères, la classe foret dense a reculé d'environ 5 %.

Tableau 6.4. Matrice de transition de l'occupation du sol (en pourcentage) entre 1990 et 2001

		2001						
		Foret dense	Foret Sec.	Champs et jachères	Plantation	Sol nu	eau	Total %
1990	Foret dense	11,64	6,15	1,98	0,27	0,01	0,15	20%
	Foret secondaire	3,30	19,13	6,16	0,49	0,08	0,03	29%
	Champs et jachères	0,14	14,43	26,53	1,42	0,49	0,02	43,03%
	Plantation	0,04	0,77	1,61	0,81	0,06	0,00	3,20%
	Sol nu	0,00	0,25	1,11	0,05	0,07	0,00	1,47%
	Eau	0,20	0,07	0,14	0,03	0,00	2,39	2,83%
	Total %	15,30%	40,80%	37,53%	3,05%	0,71%	2,60%	100%

Au niveau de la classe foret secondaire, 3 % est devenu foret dense et 6 % transformé en champs et jachères et nous constatons qu'en dix ans la classe a augmenté de 10 % . S'agissant de la classe Champs et jachère, de ses 43 % en 1990 ; 26 % sont restés intacts et 14 % sont devenus foret secondaires, ce passage de la jachère à la classe foret secondaire serait due par le fait que sous l'appellation foret secondaire, nous avons aussi la classe longue jachère càd aggradation de la petite jachère à la jachère vieille qui fait partie de la classe foret secondaire (Bamba,2010).

Les valeurs des diagonales, indiquent la permanence des classes, celles au dessus indiquent la tendance à la déforestation tandis que celles en dessous de la diagonale indiquent la tendance à la reforestation. Nous constatons que la classe la plus stable est celle de la foret secondaire. En somme l'analyse des transferts d'occupation du sol entre 1990 et 2001 permet de départager l'importance relative des dynamiques paysagères à savoir : la stabilité des classes 60,57 %, la tendance à la déforestation de la couverture végétale 17,31 % du paysage et la tendance à la reforestation 22.14 %

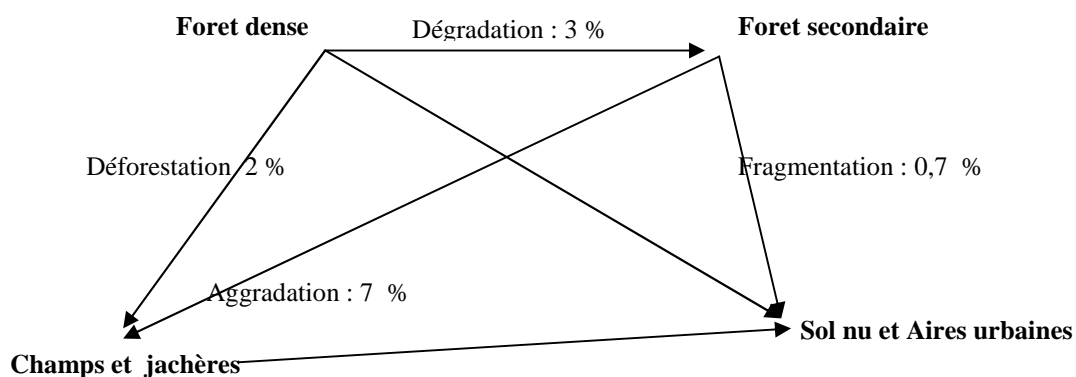


Fig 4.3 principaux taux de transformations opérés dans les classes d'occupations du sol entre 1990 et 2001

La figure 4.3 montre le changement de classe durant deux époques, en général nous constatons une déforestation de 2 %, une dégradation de 3%, une fragmentation de 0,7 % et une aggradation de 7 %.

4.1.4. Taux de déforestation spatiale annuelle moyen (Le signe négatif exprime la réduction du couvert forestier)

	Aire 1990 ha	Proportion 1990 %	Aire 2001 ha	Proportion 2001 %	T(%)
Foret dense	2906,64	15,30 %	2 203,38	20 %	-2,50
Foret secondaire	4202,73	40,80 %	5876,1	29 %	3,03
Champs et jachères	6196,50	37,53 %	5 405,22	43,03 %	-1,23
Plantation	473,4	3,05 %	439,47	3,2 %	-0,67
Sol nu	212,67	0,71 %	101,7	1,47 %	
Eau	408,06	2,60 %	374,13	2,83 %	
total	14 400,00		14 400,00		-1,38

Tableau 4.4. Taux de déforestation spatiale annuelle entre 1990 et 2001

La lecture de ce tableau montre que la région forestière de Masako accuse un taux moyen de déforestation de 1,38 %

4.2. Analyse des cartes par les indices des structures spatiales du paysage

4.2.1. Nombre de taches par classe

En 1990, Le nombre de taches augmente indifféremment d'une classe à l'autre entre 1990 et 2001. Figure 4.4. On remarque également que cette variation n'est pas spécifique à une seule classe d'occupation du sol. Trois classes d'occupation du sol subissent une diminution du nombre de leur tache par contre d'autres classes subissent une augmentation du nombre des classes. Cela montre la dynamique au niveau du paysage considérée.

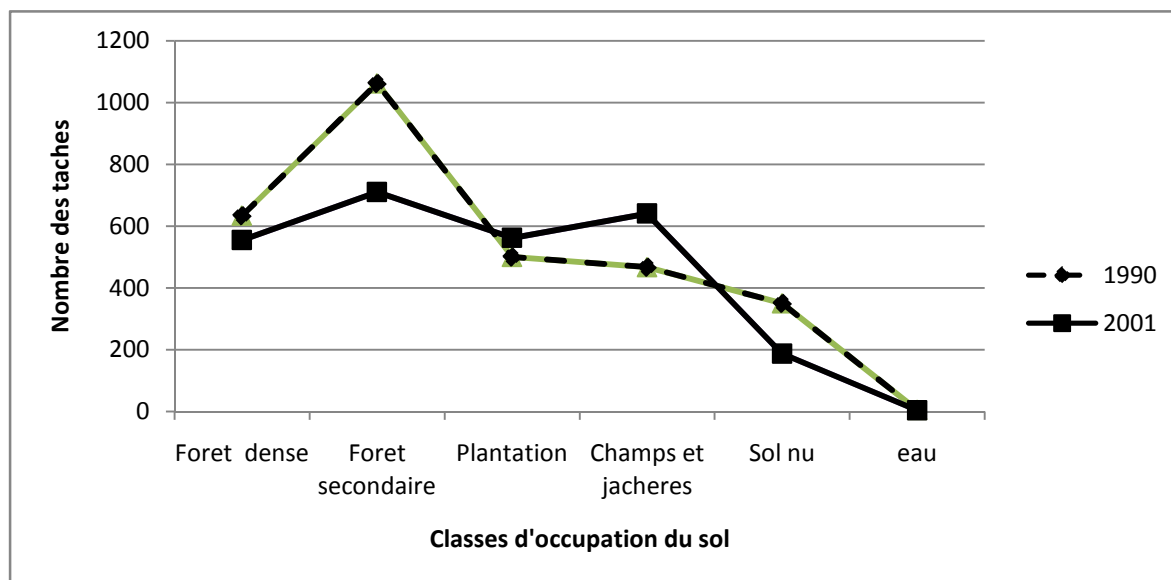


Fig 4.4. Evolution du nombre des taches sous chaque classe

Le nombre de taches par classe (n_j) est très important à prendre en compte car il donne une idée sur l'état de fragmentation d'une classe entre deux périodes. En effet l'augmentation du nombre de taches d'une classe peut être due à un processus de fragmentation de cette classe

(Davidson, 1998 dans Bogaert et al, 2008). En plus de cet indice, nous approfondirons l'analyse sur l'aire et le périmètre de chacune des classes des deux paysages.

Tableau 4.5. : Evolution du Nombre de Taches par classe d'occupation du sol entre 1990 et 2001.

	<i>Foret dense</i>	<i>Foret secondaire</i>	<i>Plantation</i>	<i>Champs et jacheres</i>	<i>Sol nu</i>	<i>Eau</i>
1990	634	1062	500	467	350	5
2001	555	710	562	641	187	4

4.2.2. Les indices en rapport avec l'aire des classes d'occupation du sol

Dans le tableau 6.6 nous avons récapitulé les valeurs des statistiques concernant les mesures surfaciques des classes d'occupation du sol en 1990 et 2001. Le constat général qu'on fait est que les aires des classes ont considérablement changé entre 1990 et 2001.

Tableau 4.6. Tableau récapitulatif des statistiques des mesures surfaciques en 1990 et 2001

	<i>Foret dense</i>	<i>Foret secondaire</i>	<i>Champs et jachères</i>	<i>Plantation</i>	<i>Sol nu</i>	<i>eau</i>
1990						
atj (ha)	2906,64	4202.73	6196.5	473.4	212.67	408.06
āj (ha)	4.58	3.95	13.26	0.84	0.6	81.61
Me (a)	0.36	0.45	0.63	0.36	0.36	4.59
σj² (a)	3398.87	1425.42	22787	7.07	0.82	23216.97
σ	3475.99	37.75	150.96	2.66	0.91	152.37
C Vj (a)	75	954.03	1137.68	315.72	140.48	186.70
2001						
atj (ha)	2203.38	5876.1	5405.22	439.47	101.7	374.13
āj (km²)	3.97	8.27	8.43	0.87	0.54	93.53
Me (a)	0.36	0.45	0.63	0.36	0.36	22.10
σj² (a)	2167.49	5430.48	11843.78	8.29	0.30	25223.19
σ	46.56	73.69	108.83	2.88	0.55	158.82
C Vj (a)	1172.69	890.41	1290.59	327.51	101.42	42.45

On observe qu'en 1990, c'est la classe champs et jacheres qui a la superficie la plus grande, suivie de la classe foret secondaire puis la classe foret dense. En 2001, c'est la classe foret secondaire qui a maintenant la superficie la plus élevée suivie des champs et jachères puis la classe foret secondaire. Nous constatons également un accroissement de l'aire totale occupé pour la classe foret secondaire par contre toutes les autres classes ont constatés une diminution.

Les valeurs moyennes des aires sont différentes d'une classe à l'autre dans la même année mais aussi d'une période à l'autre entre 1990 et 2001. Ces valeurs suivent la même allure que celles de l'aire totale entre les deux dates

En effet, en comparant les valeurs centrales définissant la forme des distributions des taches des classes, il s'avère qu'elles diffèrent les unes des autres. Par ailleurs, on constate qu'elles sont généralement unimodales dissymétriques à gauche (mode < médiane < moyenne).

les valeurs élevées du $CV_j(a)$ indiquent que les aires sont très dispersées autour de la moyenne et il y a une grande variabilité des aires des taches.

L'examen du tableau 4.7 récapitule les valeurs des indices des aires extrêmes des taches dans les classes d'occupation du sol en 1990 et 2001. Pour chacune de ces années nous pouvons connaître l'aire des taches extrêmes mais aussi les proportions et l'étendue des taches maximales. On constate que l'aire maximale a_{maxj} des classes est très variable. En 1990 les valeurs de cet indice varient de 2464,56 ha dans la classe champs et jachère à 9,09 ha dans la classe sol nu et aires urbaines où cette tache domine à plus de 40% de l'aire totale de la classe. En 2001 avec 2433,6 ha c'est dans la classe Jachère et Champs qu'on retrouve la plus grande valeur de l'aire maximale a_{maxj} des classes. On voit aussi que cette tache domine à plus de 45% l'aire totale de la classe citée pendant que pour les autres classes, la valeur de la dominance est relativement faible. On constate surtout une réduction considérable de la valeur d' a_{maxj} , de la classe plantation pendant les deux périodes

L'étendue des taches dans les classes e_j aussi bien en 1990 qu'en 2001 est très grande (> 98%). Il y a donc une grande variabilité entre les aires des taches extrêmes. La dominance est faible dans la majorité des classes forestières aussi bien en 1990 qu'en 2001. Cela confirmerait la fragmentation constatée par rapport au nombre de taches.

Tableau 4.7. Indices se rapportant aux valeurs extrêmes des aires des classes entre 1990 et 2001

	<i>Forêt dense</i>	<i>Forêt secondaire</i>	<i>Plantation</i>	<i>Champs et jachères</i>	<i>Sol nu</i>	<i>eau</i>
1990						
amax, j (ha)	1407,6	1097,1	454,5	2464,56	9,09	351,63
amin, j (ha)	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09
e_j (%)	99,99	99,99	99,80	99,99	99,01	99,82
D_j (%)	48	26	10	40	4	86
2001						
amax, j (ha)	989,01	1447,65	43,11	2433,6	4,4100	3297,6
amin, j (ha)	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09
e_j (%)	99,99	99,99	99,79	99,99	97,96	99,95
D_j (%)	45	25	10	45	4	88

Le tableau 4.8. reprend les indices de diversité des classes qui renseignent sur les aires et les types de taches présentes dans les classes.

Nous constatons à partir de ce tableau qu'en 1990, la cohérence $C_j(a)$ au niveau de la classe sol nu et aire urbaine suivi de la classe plantation sont respectivement les plus faibles et tendent vers 0, cela indique que ces classes possèdent un grand nombre de taches. Les valeurs élevées de $H_j(a)$ corroborent ce constat. En plus, la valeur de $E_j(a)$, supérieure à 0,8 montre que les taches de ces 2 classes sont équitables entre elles. Pour cette même année c'est la classe champs et jachères qui a la valeur de cohérence $C_j(a)$ la plus élevée pour les classes sous les couvertures végétales.

Tableau 4.8. Tableau récapitulatif des indices de diversité des aires des classes d'occupation du sol de la région forestière de Masako entre 1990 et 2001.

	<i>Foret dense</i>	<i>Foret secondaire</i>	<i>Plantation</i>	<i>Champs et jachères</i>	<i>Sol nu</i>	<i>eau</i>
1990						
Cj	0.26	0.09	0.02	0.28	0.01	0.76
Hj	2.75	4.13	5.28	2.24	5.31	0.46
Ej	0.42	0.60	0.83	0.36	0.91	0.28
2001						
Cj	0.25	0.11	0.02	0.26	0.01	0.79
Hj	2.63	3.25	5.01	2.56	4.86	0.27
Ej	0.42	0.49	0.81	0.40	0.92	0.27

Les faibles valeurs de la diversité de Shannon $H_j(a)$ et de l'équitabilité $E_j(a)$ observées, démontrent que cette classe est composée de petites taches et que les taches sont disproportionnelles. En 2001, cette dernière classe a la valeur de cohérence $C_j(a)$ la plus faible; avec les valeurs de $H_j(a)$ et de $E_j(a)$ les plus élevées, elle est constituée d'un grand nombre des taches de tailles équitables. La tendance .

En effet, la relation de proportionnalité entre ces indices se confirme. Soulignons aussi que les valeurs de la dominance corrobore ce constat car plus il y a beaucoup de taches, plus $H_j(a)$ est élevé et moins est la dominance. Particulièrement la cohérence $C_j(a)$ la plus faible et tendant vers zéro est signalée au niveau de la classe forêt secondaires. Cela implique que cette classe possède le plus grand nombre des taches. Enfin, la valeur élevée de $H_j(a)$ corrobore ce constat. En outre, la valeur $E_j(a)$, supérieur à 0,75 montre que les taches de cette classe sont assez équitables entre elles.

Le reste des classes constitue le groupe des classes au petit nombre de taches (moins morcelé). Cette observation s'expliquerait par la cohérence un peu plus élevée par rapport au premier groupe. Les valeurs faibles de $H_j(a)$ et $E_j(a)$ soulignent ce constat. Exceptionnellement pour la classe plantation, la valeur la plus élevée de $E_j(a) > 0,8$ observée démontre que les taches de cette classe sont équitables entre elles malgré sa cohérence un peu plus élevée et le nombre de taches inférieur à celui du second groupe.

4.2.3. Les indices en rapport avec le périmètre des classes d'occupation du sol

Comme pour les aires, nous avons récapitulé dans les tableaux suivants, les indices sur des périmètres des taches dans les classes d'occupation du sol entre 1990 et 2001.

Le constat général qu'on fait est que les périmètres des classes ont considérablement évolué entre 1990 et 2001. On observe un accroissement de périmètre de la classe champs et jachère tandis qu'une diminution de toutes les autres classes. Les périmètres moyens sont très différents d'une classe à l'autre dans la même année mais aussi d'une période à l'autre entre 1990 et 2001. Ils sont également différents de la valeur médiane sauf dans la classe sol nu et aire urbaine. Le coefficient de variation des classes Jachères et Champs et Sol nu en 1990 sont moins de 2 % et démontre que les périmètres des taches ont la

même valeur égale au périmètre moyen. Inversement en 2001, avec les coefficients de variation les plus élevés pour la majorité des classes, les périmètres des taches de cette classe sont très dispersés autour de la moyenne. Il y a donc une grande hétérogénéité au niveau des périmètres des taches de cette classe en 2001.

Tableau4.9. Tableau récapitulatif des statistiques des mesures des périmètres des classes d'occupation du sol entre 1990 et 2001

	<i>Foret dense</i>	<i>Foret secondaire</i>	<i>Plantation</i>	<i>Champs et jachères</i>	<i>Sol nu</i>	<i>eau</i>
1990						
ptj (km)	646,200	1462,620	219,060	1000,260	118,620	84,900
pj (km)	1,019	1,119	0,389	2,141	0,338	16,988
Me (p)	0,30	0,30	0,30	0,36	0,30	1,02
σ_j^2 (p)	52,15	53,86	0,22	333,14	0,07	971,00
σ	7,22	7,34	0,47	18,25	0,27	31,16
C Vj (p)	700,48	612,28	120,64	1,82	0,23	36,70
2001						
ptj (km)	490,62	1333,2	206,580	1051,20	60,180	83,400
pj (km)	0,884	1,877	0,413	1,639	0,321	20,850
Me (p)	0,24	0,36	0,24	0,36	0,30	5,37
σ_j^2 (p)	52,61	167,03	0,35	213,10	0,04	1208,27
σ	7,25	14,31	0,59	890,16	0,20	34,76
C Vj (p)	820,51	762,08	143,06	14,60	162,69	166,72

Des données du tableau 4.10 pour chacune de ces années nous pouvons connaître la valeur du périmètre des taches extrêmes mais aussi leurs dominances et l'étendue de ces taches.

Tableau 4.10. Tableau récapitulatif des indices se rapportant aux valeurs extrêmes des périmètres des classes entre 1990 et 2001

	<i>Foret dense</i>	<i>Foret secondaire</i>	<i>Plantation</i>	<i>Champs et jachères</i>	<i>Sol nu</i>	<i>eau</i>
1990						
pmax, j (km)	159.240	189.600	6,00	316.32	2,640	72,18
pmin, j (km)	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,36
ej (%)	99,92	99,94	98,00	99,96	95,45	99,50
Dj (%)	25	13	3	32	2	85
2001						
pmax, j (km)	165,060	256,980	6,960	292,500	1,680	72,480
pmin, j (km)	0,12	0,12	0,12	0,12	0,12	0,36
ej (%)	99,95	99,93	99,28	99,96	99,86	99,75
Dj (%)	34	19	3	28	3	87

On constate que les valeurs extrêmes des contours des taches sont variables entre 1990 et 2001 ; mais également entre les classes dans la même année. En effet, en 1990, les valeurs maximales du périmètre des classes $p_{\max j}$ sont faibles, variant entre 2,6 km dans la classe sol nu et 316,32 km sous la classe champs et jachère qui domine à plus de 32 % le périmètre total de cette classe. Pour l'année 2001, on constate que les valeurs maximales des périmètres des taches de l'ensemble des classes sont les plus élevées. Mais c'est surtout la

classe jachères et champs qui a le $p_{max, j}$ la plus grande (292,5 km) malgré qu'elle ne soit pas la classe dominante.

L'étendue du périmètre des taches dans les classes aussi bien en 1990 qu'en 2001 est très grande (> 99%). Il y a donc une grande variabilité entre les valeurs extrêmes des périmètres des taches.

Tableau 4.11. Tableau récapitulatif des indices de diversité des périmètres des classes d'occupation du sol de la région forestière de Masako entre 1990 et 2001.

	<i>Foret dense</i>	<i>Foret secondaire</i>	<i>Plantation</i>	<i>Champs et jachères</i>	<i>Sol nu</i>	<i>eau</i>
1990						
Cj	0.08	0.03	0.0044	0.16	0.0047	0.74
Hj	4.35	4.54	5.98	3.39	5.65	0.51
Ej	0.67	0.65	0.94	0.55	0.96	0.31
2001						
Cj	0,12	0,07	0,01	0,12	0,01	0,77
Hj	4,16	4,12	5,75	3,83	5,08	0,41
Ej	0,66	0,63	0,93	0,60	0,97	0,30

La lecture du tableau 6.11 montre qu'entre les deux années 1990 et 2001, on note que la cohérence est faible ; comme dans le cas des mesures surfaciques, les classes plantation et sol nu ont les valeurs les plus élevées de l'indice de Shannon $H_j(p)$, et l'équitabilité $E_j(a)$ est très proche de 1, cela prouve que les taches de cette classe ont des périmètres équitables. Pour cette même tendance, c'est la classe champs et jachères qui a la valeur la plus faible de la diversité de Shannon $H_j(p)$ et de l'équitabilité de Pielou $E_j(p)$. Cela démontre que cette classe est composée de peu de taches très disproportionnelles. C'est la classe jachères et champs qui est la moins morcelée avec des taches à contours très disproportionnelles.

4.3. Mesure de l'anthropisation du paysage forestier par la dimension fractale des classes d'occupation du sol

Les Figures 4.4 et 4.5 présentent les droites de régression des logarithmes des périmètres en fonction des aires des taches dans les classes. Pour cause d'aire réduite des classes sol nu et Eau, nous ne les avons pas représenté les droites de régression. On constate qu'il existe une forte corrélation entre les aires et les périmètres des taches. Les valeurs des pentes de la droite représentent les moitiés des dimensions fractales des classes respectives.

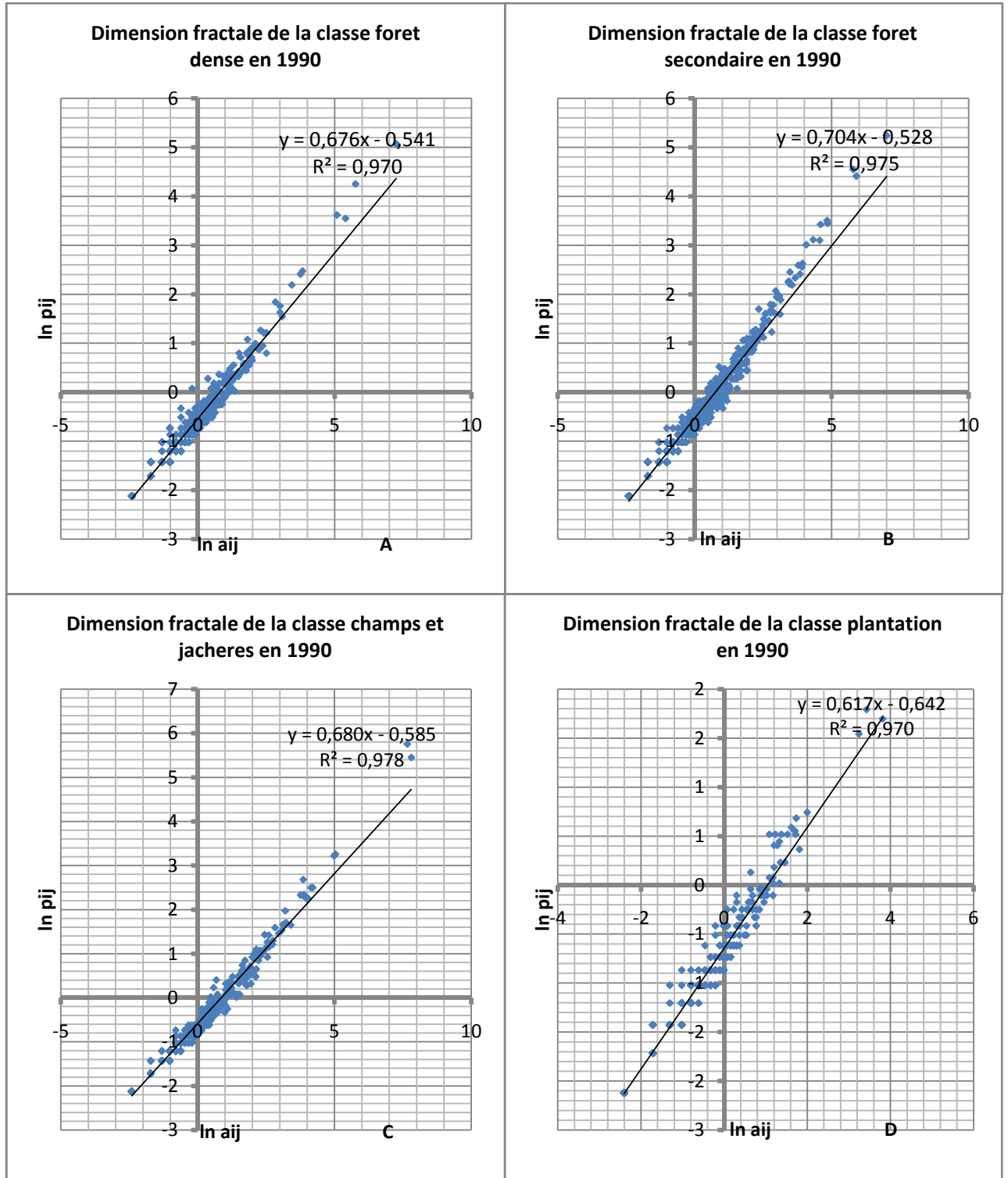


Figure 4.6 : Droites de régression des logarithmes des Périmètres en fonctions des logarithmes des aires des classes en 2001. La dimension fractale des classes en 1990, montre par contre une dimension fractale de 1,352 pour la classe foret dense ; 1,40 pour la classe foret dense ; 1,36 pour la classe champs et jachère et enfin 1,23 pour la classe plantation. Le coefficient R^2 supérieur à 0,90 montre une très grande corrélation entre les aires et les périmètres des classes

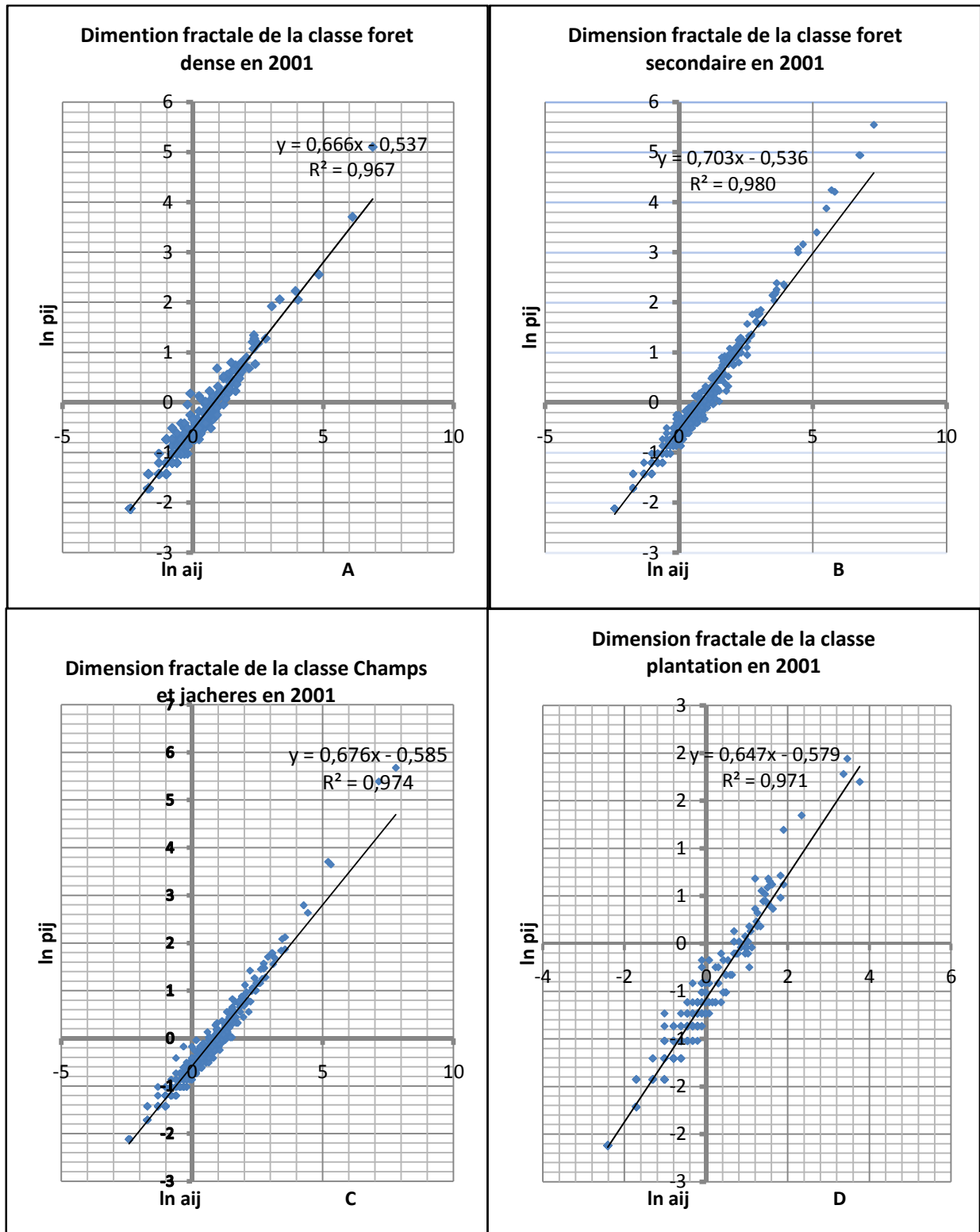


Figure 4.5 : Droites de régression des logarithmes népériens des Périmètres en fonctions des logarithmes des aires des classes en 2001. Cette figure la valeur de la dimension fractale des classes en 2001, on constate une dimension fractale de 1,33 pour classe forêt dense, 1,40 pour la classe forêt dense, 1,35 pour la classe champs et jachère et enfin 1,29 pour la classe plantation. Le coefficient R^2 supérieur à 0,90 montre une très grande corrélation entre les aires et les périmètres des classes.

Tableau 4.12 Tableau récapitulatif des valeurs de la dimension fractale des classes d'occupation du sol entre 1990 et 2001

	<i>Foret dense</i>	<i>Foret secondaire</i>	<i>Champs et jachères</i>	<i>Plantation</i>
1990				
Droite de régression	$Y=0,676x - 0,541$	$y = 0,704x - 0,528$	$y = 0,680x - 0,585$	$y = 0,617x - 0,642$
R ²	0,970	0,975	0,978	0,970
B	0,676	0,704	0,680	0,617
Df	1,352	1,408	1,360	1,234
2001				
Droite de régression				
R ²	0,967	0,980	0,974	0,971
B	0,666	0,703	0,676	0,647
Df	1,332	1,406	1,352	1,294

Les valeurs de la Dimension fractale qui correspondent au double de la pente des droites, nous constatons que presque toutes nos valeurs sont inférieures à 1,5 qui est le milieu de l'intervalle entre les paysages anthropisés $< 1,5$ et > 1 et les paysages naturels non anthropisés < 2 et $> 1,5$ ce qui signifie que notre paysage est anthropisé, cela se manifeste aussi par le fait que entre les deux dates, ce coefficient a tendance à la diminution pour les classes forestières sous couverture végétale

4.4. Identification du type de transformation spatiale des classes d'occupation du sol

Pour ce faire nous considérons le nombre des taches, les aires et les périmètres des classes en 1990 et en 2001. Et nous appliquerons la méthode de l'arbre de décision de Bogaert et al. (2004) (cfr. Figure 3.1.). Le Tableau 4.13, nous donne les différents indices utilisés pour identifier le processus de transformation spatial qui aurait eu lieu entre 1990 et 2001

Tableau 4.13 : Récapitulatifs des valeurs totales des indices entre 1990 et 2001

	<i>Foret dense</i>	<i>Foret secondaire</i>	<i>Champs et jachères</i>	<i>Plantations</i>	<i>Sol nu et Aires Ur.</i>	<i>Eau</i>
n0	634	1062	467	562	338	5
n1	555	710	641	500	187	4
a0 (ha)	2906,64	4202,73	6196,50	473,40	212,67	408,06
a1 (ha)	2203,38	5876,10	5405,22	439,47	101,70	374,13
p0 Km	646,2	1462,62	1000,26	219,060	118,620	84,900
p1 Km	490,62	1333,2	1051,2	206,580	60,180	83,400

L'interprétation de ce tableau en rapport avec l'arbre de décision nous permet de donner les conclusions suivantes :

- Pour La classe foret Dense

Il y a diminution du nombre des taches, de l'aire des taches et du périmètre des taches, donc nous sommes en présence d'un processus **de suppression** c'est-à-dire disparition d'une ou de plusieurs taches de la classe foret dense qui s'opère durant la période de 1990 à 2001.

- Pour la classe foret secondaire,
Diminution du nombre des taches, augmentation de l'aire des taches et diminution du périmètre des taches c'est à dire qu'il y a eu **agrégation** c'est à dire fusion de taches de la classe foret secondaire entre 1990 et 2001.
- pour la classes champs et jachères
Augmentation du nombre des taches, diminution de la superficie et augmentation de périmètre, et $t_{obs} > t$ (car $0,87 > 0,5$) il y a donc **dissection** ou subdivision des taches de la classe par de petite lignes.
- Pour la classe plantation
Diminution du nombre des taches, diminution de la superficie et diminution du périmètre, il y a eu donc **suppression** c'est à dire disparition d'une ou de plusieurs taches de la classe
- Pour la classe sol nu et aires urbaines
Diminution du nombre des taches, diminution de l'aire des classes et diminution de périmètre des classes, c'est à dire **suppression** disparition d'une ou de plusieurs taches
- Pour la classe Eau
Cette classe suit la même allure que les deux précédentes, c'est à dire **suppression** de certaines taches dans la classe d'occupation du sol disparition d'une ou de plusieurs taches

Dix processus de transformation spatiale (Figure 3.1.) ont été proposés (Bogaert et al., 2004):

- Agrégation : fusion de taches ;
- Suppression : disparition d'une ou de plusieurs taches
- Création : formation de nouvelles taches ;
- Déformation : changement de forme des taches sans
- Dissection : subdivision des taches par de petite lignes
- Agrandissement : expansion de taille des taches ;
- Fragmentation : rupture de la continuité en plusieurs de tailles différentes ;
- Perforation : formation de trous dans les taches ;
- Déplacement : translocation d'une ou de plusieurs taches
- Rétrécissement : réduction de taille des taches

De ces processus de transformation spatiale, nous constatons que notre paysage a subi une agrégation pour la classe foret dense, la dissection de la classe champs et jachère et la suppression pour les autres classes d'occupation du sol. Cela s'explique par le fait que le paysage a perdu plusieurs taches dans les classes d'occupation du sol entre les deux dates.

5. DISCUSSION GENERALE

5.1 Méthodologie du travail

Notre site de référence est situé à 15 km à l'Est de la ville de Kisangani dans la province orientale en RD Congo. Le choix de cette zone a été dicté par la nécessité de la sauvegarde des réserves forestières de la région forestière de Kisangani qui aujourd'hui s'avèrent menacées par des dégradations dues essentiellement à l'action humaine.

5.1.1. Classification de l'occupation du sol

Plusieurs auteurs ont utilisées la cartographie et les indices des structures spatiales pour l'étude de la détection des changements d'occupation du sol. Plusieurs types de classification existent pour une étude de la détection des changements, nous avons utilisé la méthode des classifications utilisant la classification Iso-data ou non supervisée pouvant nous aider à obtenir des classes d'occupation du sol. Plusieurs auteurs ont utilisés la classification non-supervisé pour l'étude des changements, Tou & Gonzalez, 1974 Bonn et Rochon, 1992 ; Richards, 1993 ; Barima, 2009 ; Daolan Zheng, David O, 1998 ; Wallin and Zhanqing Hao, 1997, Vancutsem et al, 2009 ; Bakr N et al (2010) ont utilisé la classification non supervisée pour le suivi du changement d'occupation du sol en Egypte, en Asie, en Amérique latine et en Afrique centrale ; la même méthodologie a été appliquée en 2007 par Duveiller et al (2007) pour les études de la déforestation en Afrique centrale. Desclée et al en 2008 a d'abord utilisé la classification non supervisée avant d'appliquer la classification orienté-objet pour une étude de suivi du changement des forêts tropicales ils ont constaté que la classification non supervisée a donné des bons résultats pour des études de changements.

ces méthodes sont simples et fournissent des informations sur la nature des changements, ce qui est important dans le cas présent cependant, cette méthode est critiquée parce qu'elle crée des erreurs d'omission (Béland et al., 2006 ; Petit et al., 2001), c'est-à-dire qu'elle a tendance à sous-estimer les changements, pour résoudre ce problème, nous proposons donc d'ajouter une autre méthode, la méthode orienté-objet, puisqu'elle permet d'isoler les pixels pour lesquels il n'y a pas eu de changements et de classifier seulement les pixels correspondant à un changement (Jensen, 2004 ; Desclée, 2007 ; Barima, 2009).

5.1.2. Vérification de la classification d'occupation du sol

L'évaluation de la classification a été faite par le biais d'une matrice de confusion (Godard, 2005), plusieurs auteurs ont utilisé la matrice de confusion pour vérifier l'exactitude de la classification Gao & Skillcorn, 1998 ; Zhan et al. (2002) Vancutsem, 2008, Desclée, 2006. La précision de l'utilisateur et celle du producteur a été déterminé selon Campbell, 2002 ; Story & Congalton, 1986 ainsi que le coefficient Kappa K (Congalton & Green, 1999 ; Hudson & Ramm, 1987 ; Rosenfield and Fitzpatrick-Lins 1986. Selon ces auteurs, il faut une moyenne de 85 % d'exactitude et ne pas avoir une classe moins de 70 %, le USGS propose une exactitude de 85 % comme une valeur minimale pour une classification d'occupation du

sol utilisant le Landsat. Anderson et al., 1976, Pour D'après Pontius (2000), une étude de l'occupation du sol peut être validée si K est $> 75 \%$

5.1.3. Indices des structures spatiales pour quantifier le changement d'occupation du sol

Plusieurs auteurs ont utilisés les indices des structures spatiales pour quantifier les changements d'occupations du sol après classification des images de télédétection. Barima, 2009 a utilisé les indices des structures spatiales pour évaluer la dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane en cote d'ivoire. Bamba, 2006 a utilisé les indices de configuration et de des structures spatiales pour étudier la structure spatiale d'un paysage forestier au bas Congo. Dyviani K, 2006 a utilisé les indices des structures spatiales pour évaluer le changement d'occupation du sol dans un paysage indien Par contre Declerq E.M a utilisé les indices de structures spatiales pour la comparaison des composantes forestières de différents types forestiers en Belgique.

5.1.4 Choix des indices

Dans le cas présent, nous avons considéré comme données de bases pour chaque tache, le nombre de taches, l'aire et le périmètre. Ensuite dans chacune des classes qui constituent le paysage, nous avons calculé trois groupes de mesures se référant à ces données de départ ; ce sont les statistiques (la plus petit valeur, la plus grande valeur, la valeur totale, la valeur moyenne, l'écart-type et la médiane), la diversité ou hétérogénéité (la variance, le coefficient de variation, l'étendue, la dominance, la cohérence, l'indice de Shannon et l'équitabilité de Pielou) et la dimension fractale. Cette utilisation des indices d'aire et de périmètre a été proposé par Bogaert et al, 2005 ; Bamba et al 2008, Declerq et al, 2008, Barima, 2009 et Bogaert et al, 2009.

5.2. Résultats obtenus

5.2.1. Matrice de transition des classes d'occupation du sol

Trois processus importants ont été observés dans l'interprétation de la matrice de transition, la stabilité des classes de 60,57 %, la tendance à la déforestation de la couverture végétale 17,31 % du paysage et la tendance à la reforestation 22,14 % au niveau du paysage forestier. Barima et al, 2009 a utilisé la matrice de transition pour quantifier la dynamique paysagère et a abouti aux résultats selon lesquels la stabilité du paysage était de 33,56 % du paysage, la dynamique de densification de la couverture végétale de 18,26 % et l'ouverture du paysage de 48,18 %. Oloukoi J. et al (2006) ont trouvé que du point de vue spatial, 22,3 % du secteur étudié ne change pas, 59,4 % est en régression et 18,3 % connaît une expansion lors d'une étude sur la modélisation de la dynamique de l'occupation des terres dans le département des collines au Bénin. Par contre Bamba, 2010 a constaté Premièrement la savanisation, c'est-à-dire la création ou formation de savanes; elle s'est faite par le maintien des savanes préexistantes (9,30 %) et surtout par la disparition de la classe forêt secondaire

(14,23 %). Deuxièmement la dégradation de l'écosystème forestier, surtout de la forêt secondaire (-22,63 %). Finalement la succession naturelle spontanée : c'est l'évolution normale vers un état climacique. Il s'agit de la restauration et formation de forêts (+1,85 %) dans un paysage du Bas-congo en RDC.

5.2.2. Taux annuel de déforestation

Dans le cadre de cette étude nous avons utilisé l'équation proposée par Caloz, 2001 ; Oloukoi 2006 ; Barima, 2009 pour évaluer la déforestation annuelle qui est estimé à 1,38 % pour la région forestière de Masako qui représente la forêt tropicales. Selon les estimations de la Fao, 2004 cité par Anonyme, 2006, le taux annuel de déboisement du massif forestier de la RDC est estimé à 0.6%. Pour Achard et al, 2006; le taux annuel du changement de la couverture forestière est de 0,26 % par an pour des zones identifiées comme des aires de changement rapide et varie jusqu'à 1 % voire 2,3 % par an pour des zones affectées par des activités paysannes (Achard et al. 2006)

5.2.3. Indices des structures spatiales

De nombreux indices ont été proposés pour quantifier et mesurer la structure paysagère (e.g., FRAGSTATS, Bogaert (2003); McGarigal & Marks (1995)). Dans la présente étude, nous avons utilisé des indices découlant directement de la définition de la fragmentation. En écologie du paysage en particulier et en écologie de façon générale, la fragmentation forestière est devenue un thème de recherche très important pour la conservation (Haila, 2002). Elle entraîne une réduction de l'aire totale et une augmentation du nombre de taches (Davidson, 1998). Ce morcellement ou la diminution de la taille des taches conduit vers de petites taches de tailles similaires dans le paysage. Ce sont donc ces variables que nous avons mesurées et analysées. Et pour montrer l'effet anthropique, la dimension fractale a été utilisée

5.2.4. Dimension fractale des classes d'occupation du sol

Nos résultats ont montré que la dimension fractale des classes d'occupation du sol est inférieure à 1.5 et tend à une diminution entre 1990 et 2001, cela montre que notre paysage est anthropisé et le degré d'anthropisation s'accroît, ces résultats ont été révélés par Ndjibu, 2007 ; Barima, 2009 ; Bogaert et al., 2009 ; Bamba, 2010.

5.2.5. Processus de transformation spatiale

La méthode de détermination des processus de transformation structurale du paysage présente de nombreux avantages tels que sa simplicité et sa rapidité d'exécution (Bogaert et al., 2004). Elle a montré, pour ce qui est de la forêt secondaire, la plantation, le sol nu et jachère ainsi que la classe Eau, que la plupart des taches qui composaient cette classe ont été supprimées de la matrice en 2001. L'intrusion multiple et répétée de l'homme dans le

milieu forestier, pour diverses activités agricoles, pourrait expliquer ce phénomène. Dans une région où l'agriculture itinérante sur brûlis est de mise, et où la densité de la population croît chaque année (INS, cité par Sabongo, 2007), les reliques forestières ne pouvaient qu'être éliminées régulièrement au profit des exploitations agricoles. Les forêts denses sont également dégradées à la suite d'une exploitation forestière massive et non contrôlée. Ainsi la région a-t-elle produit de 1997 à 2004 plus de 700 000 m³ de bois (Barima, 2007).

Plusieurs auteurs ont utilisés le processus de transformation spatiale pour évaluer le changement Menault et al., 1990 ;Ndjibu, 2007 ; Barima, 2009, Bamba, 2010 ont observé que dans les régions forestières africaines c'est la suppression qui était le processus le plus prépondérant,

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

La présente étude s'inscrit dans le cadre de l'application de techniques de la cartographie par télédétection multitemporelle en vue de caractériser la dynamique de l'occupation du sol entre 1990 et 2001 par les indices de structure spatiale dans la région forestière de Masako à Kisangani en R. D. Congo. Nous avons utilisé deux cartes d'occupation du sol issues des images Landsat des années 1990 et 2001.

La classification non supervisée a été appliquée sur ces images Landsat en utilisant des logiciels de télédétection, la matrice de confusion a été utilisée pour valider les cartes produites, la matrice de transition a été utilisée pour percevoir le taux de changement, le taux annuel de déforestation a été appliqué pour percevoir les pertes annuelles de la couverture végétale ; ces aspects de la cartographie ont été couplés par ceux des indices de structure spatiale du paysage en vue de quantifier les éventuelles variations dans l'occupation du sol et de déterminer le type des transformations opérées dans chacune des classes d'occupation du sol

A la suite de ces analyses le paysage est soumis à une forte pression anthropique, nous relevons dans l'ensemble que le paysage a beaucoup changé en 11 ans. La matrice de transition prouve qu'il ya eu déforestation et dégradation de la couverture végétale, le taux de déforestation est de 1,32 % dans la zone d'étude, la dimension fractale montre que le paysage est un paysage anthropisé, nous avons constaté trois processus importants dans l'analyse des processus de transformation spatiale dont l'agrégation, la dissection et la suppression. Néanmoins comme nous l'avons signalé, cela est une tendance et nous devons éviter de tirer une conclusion hâtive sans avoir auparavant approfondit les études par l'utilisation d'autres types de données tels que les images satellites d'autres types des capteurs, utiliser une classification par une segmentation Orienté-Objet et les photos aériennes des périodes intermédiaires entre ces deux dates. Quant à l'influence de la cartographie sur les résultats, nous pensons que cela est possible mais vue qu'elle n'influence pas la tendance générale observée, on pourrait alors proposer la méthodologie que nous avons appliquée comme une solution paléative au problème de comparabilité de cartes dans le cadre d'une étude diachronique à partir de données conçue à des époques différentes.

C'est pourquoi nous prévoyons dans la suite les démarches suivantes :

- Acquérir d'autres cartes ou données complémentaires pour mieux élaborer un suivi diachronique de plus de 50 ans de l'occupation du sol de cette zone à intervalle de 10 ans ;
- Approfondir l'étude de la structure spatiale par la prise en compte d'autres phénomènes tels que le facteur de graduation K ;
- Insérer l'accessibilité de la population dans l'interprétation des résultats.
- Superposer plusieurs cartes physiques et celles d'utilisation du sol afin de détecter les changements potentiels.
- Proposer une modélisation de la dynamique du paysage forestier pour les 50 années futures.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

1. Addison, P.S. (1997): *Fractals and Chaos: An Illustrated Course*, Institute of Physics Publishing, Bristol and Philadelphia.
2. 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. Professional Paper 964.
3. Allen J.C. & Barnes F., 1985. The causes of deforestation in developing countries. *Annals of the Association of American Geographers*, 75: 163–184.
4. Anonyme 2006 : *Etat des forets d’afrique centrale en 2006*
5. Anonyme, 2006. Programme d’action nationale (PAN) de lutte contre la dégradation des terres et la déforestation. Ministère de l’Environnement, Conservation de la Nature et eaux et forêts. Kinshasa, RDC.
6. Bamba I., 2006. Etude de la structure spatiale et de la dynamique spatio-temporelle d’un paysage dans l’ex-Bas-Congo (R.D. Congo). Université libre de Bruxelles, Bruxelles, Belgique. Mém. DEA.
7. BAMBA, I., 2010 *Anthropisation et dynamique spatio-temporelle de paysages forestiers en République Démocratique du Congo* Thèse, Université Libre de Bruxelles, 205p.
8. BARIMA Y. S. S., 2007. *Dynamique du paysage d’une zone de transition forêt-savane dans le département de Tanda à l’Est de la Côte d’Ivoire*. Mémoire Dea, Université libre de Bruxelles, Belgique, 65 p
9. Barima Y. S. S., 2009. *Dynamique, fragmentation et diversité végétale des paysages forestiers en milieux de transition forêt-savane dans le Département de Tanda (Côte d’Ivoire)*. Thèse de doctorat Université Libre de Bruxelles
10. Béland, M., Goïta K., Bonn, F. and Pham, T.T.H. (2006) Assessment of land-cover changes related to shrimp aquaculture using remote sensing data: a case study in the GiaoThuy District, Vietnam. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 27, no8, p. 1491-1510.
11. Bell E. J., 1974. Markov analysis of land use change: an application of stochastic processes to remotely sensed data. *Socio-Economic Planning Sciences*, 8: 311-316.
12. Bergonzini, J.C. & Lanly, J.P., 2000. - *Les forêts tropicales*. Cirad / Karthala, 164 p.
13. Berne, P. & Feldmann, P. (2005) : *Actes de la Conférence internationale "Biodiversité, science et gouvernance"*, Paris, 24-28 janvier 2005 : décider aujourd’hui pour vivre demain. Paris : Ed. du Museum, p. 226-228.

14. Binh, T.N.K.D., Vromant, N., Nguyen, T.H., Hens, L. and Boon, E.K. (2005) Land cover changes between 1968 and 2003 in Cai Nuoc, Ca Mau peninsula, Vietnam. *Environment, Development and Sustainability*, vol. 7, p. 519-536.
15. Bogaert J., Rousseau R., Van Hecke P. & Impens I., 2000. Alternative area-perimeter ratios for measurement of 2D shape compactness of habitats. *Applied Mathematics and Computation* 111: 71-85.
16. Bogaert, J., 2000. - Quantifying habitat fragmentation as a spatial process in a patch-corridor-matrix landscape model. *Thèse de doctorat, Université d'Anvers, 209 p.*
17. Bogaert, J.; Hong, S.K. (2003): Landscape ecology: monitoring landscape dynamics using spatial pattern metrics, *In: Hong, S.K.; Lee, J.A.; Ihm B.S.; Farina, A.; Son, Y.; Kim, E.S.; Choe, J.C.: Ecological Issues in a Changing World, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 109-131.*
18. Bogaert J. & Hong S. K., 2004. Landscape ecology: monitoring landscape dynamics using spatial pattern metrics. In: *Ecological Issues in a Changing World: Status, Response and Strategy* (eds S.-K. Hong, J.A. Lee, B.-S. Ihm, A. Farina, Y. Son, E.-S. Kim & J.C. Choe), pp. 109-131. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
19. Bogaert, J., Ceulemans, R. & Van Eysenrode, S.D., 2004. - A decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environmental Management*, 33:62-73.
20. Bogaert, J. & Mahamane, A., 2005. - Ecologie du paysage: cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin* 7 : 39 – 68
21. Bogaert J., Bamba I., Kabulu J.P., Koffi K. J., De Cannière C., Visser M. & Sibomana S., 2008. Fragmentation of Forest Landscapes in central Africa: causes, consequences and and management. 25 p
22. Bogaert, J Lejoly, J. J. (2008) : Influence des actions anthropiques sur la dynamique spatio-temporelle de l'occupation du sol dans la province du Bas-Congo (R.D. Congo). *Science & Nature*, Vol.5 N°1 : 49-60.
23. Bogaert, J., Barima, Y.S.S., Ji, J., Jiang, H., Bamba, I., Iyongo, W.M.L., Mama, A., Nyssen, E., Dahdouh-Guebas, F. & Koedam, N. (2009). A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape pattern. In. Springer.
24. Bonn f., Rochon g., 1992. Précis de télédétection. Principes et,méthodes. Presses de,l'Université du,Québec, Canada, vol. 1, 485 p
25. Bribiesca, E. (1997): Measuring 2D shape compactness using the contact perimeter, *Comput. Math. Appl.* (33) pp. 1-9.
26. Burel, F. & Baudry, J., 2003. - Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications. *Tec & Doc : Paris, France, 359 p.*

27. Campbell, J. B. (2002). Introduction to remote sensing (3rd ed.). New York: The Guilford Press.
28. Caloz, R. et Collet, C. (2001) Précis de Télédétection, vol. 3 : Traitements numériques d'images de télédétection. Presses de l'Université du Québec et Agence universitaire de la Francophonie, Sainte-Foy, 386 p.
29. Cheng, Q. (1995): The perimeter-area fractal model and its application to geology, *Math. Geol.* (27) pp. 69-82.
30. Collinge S.K. & Forman R.T.T., 1998. A conceptual model of land conversion processes: predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. *Oikos*, 82:66–84
31. Congalton R. G., 1991. A review of assessing the accuracy of classifications of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*, 37 : 35-46.
32. Congalton, R. G., & Green, K. (1999). Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices. Boca Raton: Lewis Publishers.
33. Dai, X. and Khorram, S. (1998) The effects of image misregistration on the accuracy of remotely sensed change detection. *IEEE Transactions on Geosciences and Remote Sensing*, vol. 36, no5, p. 1566-1578.
34. Dao, H.G., Yang, Y. and Amararatne, Y. (2005) GIS for land evaluation for shrimp farming in Haiphong, Vietnam. *Ocean & Coastal Management*, vol. 48, no1, p. 51-63.
35. Daolan Z, David O. W and Zhanqing H (1997):: Rates and patterns of landscape change between 1972 and 1988 in the Changbai Mountain area of China and North Korea
36. Davidson C., 1998. Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Society Bulletin*, 26: 32-37.
37. De Cola L., 1989. Fractal analysis of a classified Landsat scene. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 55: 601-610
38. Déclaration de Bruxelles, 2007. - La gestion durable des forêts en R.D. Congo. (disponible sur www.confordrc.org).
39. Delvingt W., 2007. La forêt des hommes ; la forêt humide tropicale en Afrique centrale. *Num. spéc., Parcs et Réserves*, 62: 4-17
40. Desclée, B., Bogaert, P., & Defourny, P. (2006). Forest change detection by statistical object-based method. *Remote Sensing of Environment*, 102,1–11.

41. Desclée, B., deWasseige, C., Bogaert, P., & Defourny, P. (2006). Tropical forest monitoring by object-based detection: Towards an automated method in an operational perspective. Proceedings of the 1st international conference on object-based image analysis (OBIA 06), July 4–5, 2006, Salzburg, Austria.
42. Djibu, K., 2007. - Evaluation de l'état de la fragmentation des forêts au Katanga. *Mémoire DEA, ULB, 85 p.*
43. Dordrecht. Bogaert J. & Hong S. K., 2004. Landscape ecology: monitoring landscape dynamics using spatial pattern metrics. In: Ecological Issues in a Changing World: Status, Response and Strategy (eds S.-K. Hong, J.A. Lee, B.-S. Ihm, A. Farina, Y. Son, E.-S. Kim & J.C. Choe), pp. 109-131. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
44. Ducrot D., 2005. Méthodes d'analyses et d'interprétation d'images de télédétection multisource. Extraction de caractéristiques du paysage. Mémoire de recherche. INP, Toulouse, France.
45. Dudu, A.M., 1991. - Etude du peuplement d'insectivores et de rongeurs de la forêt ombrophile de basse altitude du Zaïre (Kisangani, Masako). *Thèse de doctorat, Antwerpen, 171 p.*
46. Duveiller, G ; Defourny, P ; Desclee, B et mayaux, P ; 2008 – Déforestation in Central Africa : Estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically distributed Landsat extracts. *Remote Sensing of Environment*, 112 (5), pp 1969 – 1981
47. F.A.O, 2006 : Evaluation des ressources forestières mondiales 2005 : progrès vers la gestion forestière durable. Rome. <http://www.fao.org/forestry/fr/>.
48. F.A.O. (1999) : Recherches actuelles et perspectives pour la conservation et le développement. Département des forêts (site internet: <http://www.fao.org/docrep/X2161F/X2161F00.htm>).
49. F.A.O. (2003) : *Gestion durable des forêts tropicales en Afrique centrale, recherche d'excellence*. Dép. Forêt série N°143, 124 p
50. F.A.O. (2007) : *Situation des Forêts du monde 2007*. Rome 2007, 143 p.
51. F.A.O., 2001. Global forest resources assessment of 2000- main report. FAO Forestry Paper 140.FAO, Rome, Italy
52. F.A.O., 2003. Gestion durable des forêts tropicales en Afrique centrale, recherche d'excellence.Département Forêt serie 143. FAO, Rome, Italy.
53. F.A.O., 2009. Towards defining forest degradation: comparative analysis of existing definitions.
54. FAOSTAT, 2009. Disponible via <http://faostat.fao.org/site/452/default.aspx>

55. Farina, A., 2000. - Principles and Methodes in Landscape Ecology. *Kluwers Academic Publishers, USA*, 235 p.
56. Forman R.T.T. & Godron M., 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Biosciences*, 31: 733-740.
57. Forman R.T.T., 1997. Land mosaics : the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
58. Forman, R. T. T. (1997): *Land Mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press. Cambridge, UK, 632 p.
59. Gao, J. and D. Skillcorn. 1998. Capability of SPOT XS data in producing detailed land-cover maps at the urban – rural periphery. *International Journal of Remote Sensing*, 19: 2877-2891
60. Giles R.H. & Trani M.K., 1999. Key elements of landscape pattern measures. *Environmental Management*, 23: 477-481.
61. Godard V., 2005. Typologie des paysages forestiers du sud du massif de Fontainebleau après la tempête de décembre 1999. Évaluation des dégâts forestiers à l'aide d'un semis de points et d'imagerie satellitale optique. *Revue Internationale de Géomatique*, 15 (3) : 281-302.
62. Gourmelon, F. ; Bioret, F. & Sauve, L. (2007) : Potentialités de l'imagerie satellitaire spot 5 pour la cartographie de la végétation terrestre. *Cybergeogeo*, Cartographie, Imagerie, Sig, Article 325. juin 2007.
63. Hargis C.D, Bissonette J.A & David J.L, 1997. Understanding measures of landscape pattern. In: *Wildlife and landscape ecology* (eds. Bissonette J.A.), pp. 231-261. Springer, Berlin Heidelberg, New York.
64. Hens, L., Nierynck, E., Tran, V.Y., Nguyen, H. Q., Le, T.T.H. and Le, D A. (2000) Land cover changes in the extended Ha Long city area, North-Eastern Vietnam during the period 1988-1998. *Environment, Development and Sustainability*, vol. 2, p. 235-252.
65. Hudson, W., & Ramm, C. (1987). Correct formula of the Kappa coefficient of agreement. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 53(4), 421–422.
66. Imre, A. (2006): Artificial fractal dimension obtained by using perimeter area relationship on digitalized images, *Appl. Math. Comput.* (173) pp. 443-449.
67. Imre, A.R.; Bogaert, J. (2004): The fractal dimension as a measure of the quality of habitats, *Acta Biotheor.* (52) pp. 41–56.
68. Iyongo, W.M., 2008. – Etude des effets de lisière sur les populations de rongeurs dans la Réserve Forestière de Masako (Kisangani, R.D.Congo). DEA, Faculté des Sciences, ULB, 112p

69. Jensen, J.R. (2004) Introductory digital image processing – a remote sensing perspective. 3e ed., Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
70. Kahindo, M., 1988. - Contribution à l'étude floristique et phytosociologique de la Réserve Forestière de Masako (Haut-Zaïre). *Mémoire, Faculté des Sciences, Unikis: 5-30*
71. Kakonda, 2009 : Ecologie des Décapodes des ruisseaux de forêt de basse altitude de Kisangani (R.D.Congo): Composition, distribution spatio-temporelle, abondance, biomasse et production .Cas du ruisseau Masangamabe de la Réserve Forestière de Masako. Thèse de doctorat, Faculté des Sciences, Unikis
72. Koffi, K.J., 2008. Analyse des structures spatiales des données de distribution phytogéographique des Acanthaceae en Afrique centrale. Thèse de doctorat, ULB, 201p
73. Kombele F.B.M., 2004. Diagnostic de la fertilité des sols dans la cuvette centrale congolaise: Cas des séries Yangambi et Yakonde. Thèse de doctorat. Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique.
74. Lambin E.F., Turner II B.L., Geist H., Agbola S., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skånes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T., Vogel C. & Xu J., 2001. The Causes of Land-Use and -Cover Change : Moving beyond the Myths. *Global Environmental Change*, 11: 261-269.
75. Lambin, E. F.; Geist, H. J. & Lepers, E. (2003): Dynamics of land-use and land-cover change in the tropical regions. *Annual Review of Environment Resources*, Vol. 28: 205-241.
76. Lejoly, J., 1993. - Méthodologie ECOFAC pour les inventaires forestiers (flore et végétation).
77. Lu, D., Mausel, P., Brondizio, E. and Moran, E. (2004) Change detection technique. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 25, n012, p. 2365-2407.
78. Lunetta, R.S. and Elvidge, C.D. (1998) Remote sensing change detection, environmental monitoring methods and applications. Ann Arbor Press, Ann Arbor (Michigan) 318 p.
79. Lunetta, R.S., Ediriwickrema, J., Johnson, D.M., Lyon, J.G. and McKerrow, A. (2002) Impacts of vegetation dynamics on the identification of land-cover change in a biologically complex community in North Carolina, USA. *Remote Sensing of Environment*, no82, p. 258-270.
80. M.M.F.T. (2002) : *Afrique : ses forêts menacées*, éd. Hersilia Fonseca, Royaume Uni, 258 p.

81. Mabay, K., 1994. - Contribution à l'étude structurale, des forêts primaire et secondaire de la Réserve de Masako. *Mémoire, Faculté des Sciences, Unikis, 73 p.*
82. Makana, M., 1986. Contribution à l'étude floristique et écologique de la forêt à *Gilbertiodendron dewevrei* (De Wild) J. Léonard de Masako (Kisangani). *Mémoire, Faculté des Sciences, Kisangani, 62 p.*
83. Mambani, B., 1980. Leaf Water Potential as Criterion for Screening Rice Varieties for Drought Resistance. These de doctorat, inédite IFA-Ybi.
84. Mandelbrot, B.B. (1983): *The Fractal Geometry of Nature*, Freeman and Company, New York, USA.
85. Manson, R.H. & Stiles, E.W., 1998. - Links between microhabitat preferences and seed predation by small mammals in old fields. *Oikos 82(1): 37-50.*
86. Manson, R.H., Ostfeld, R.S. & Canham, C.D., 2001. - Long-term effects of rodent herbivores on tree invasion dynamics along forest-field edges. *Ecology 82 (12): 3320-3329.*
87. Mas, J.F. (2000) Une revue des méthodes et des techniques de télédétection du changement. *Journal canadien de télédétection*, vol. 26, no4, p. 349-362.
88. Mate, M., 2001. – Croissance, phytomasse et minéralomasse des haies des légumineuses améliorantes en cultures en allées à Kisangani (République Démocratique du Congo), Thèse inédite, Fac. Sc., ULB, 235 p.
89. Mather A.S., Needle, C.L., 2000. The relationships of population and forest trends. *The Geographical Journal*, 166: 2–13
90. McGarigal, K. & Marks, B. J. (1995): *Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Structure*. Department of Agriculture, Pacific Northwest Research Station General Technical Report PNW-GTR-351. Oregon, USA.
91. Menault, J.C., Gignoux, J., Prado, C. & Clobert, J. (1990). Tree community dynamics in a humid savanna of the Côte d'Ivoire : modelling the effects of fire and competition with grass and neighbours. *Journal of Biogeography*, 17: 471-481.
92. Mercier, J.R, 1991 : *La déforestation en Afrique : Situation et perspectives*. Imprimerie Rhodes Chaudoreille, Edisud, Aix-en-Provence. 177p.
93. Nshimba, S.W.M. (2008) : *Etude floristique, écologique et phytosociologique des forêts de l'île Mbiyé à Kisangani, R.D.Congo*. Thèse de doctorat, Université libre de Bruxelles 271 p.
94. Nyakabwa, M., 1982. - Phytocénose de l'écosystème urbain de Kisangani. *Thèse de doctorat, Faculté des Sciences, Kisangani, 998 p.*

95. Oloukoi J, Vincent JM. ;t AGBO, FB.2006 modélisation de la dynamique de l'occupation des terres dans le département des collines au Bénin in journal canadien de télédétection vol. 6, n° 4, p. 305-323
96. O'Neill, R.V.; Krummel, J.R.; Gardner, R.H.; Sugihara, G.; DeAngelis, D.L.; Milne, B.T.; Turner, M.G.; Zygmunt, B.; Christensen, S.W.; Dale, V.H.; Graham, R.L. (1988): Indices of landscape pattern, *Landscape Ecol.* (3) pp. 153-162.
97. Petit, C., Scudder, T. and Lambin, E. (2001) Quantifying processes of land-cover change by remote sensing: resettlement and rapid land-cover changes in south-eastern Zambia. *International Journal Remote Sensing*, vol. 22, no17, p. 3435-3456.
98. Quattrochi D.A. & Pelletier R.E., 1990. Remote sensing for analysis of landscapes: an introduction. In *Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of landscape heterogeneity (Ecological Studies)*. (eds. Turner M.G. & Gardner R.H.), pp. 51–76., Springer-Verlag, New York.
99. Quettin, R., 2009 Apport de la télédétection à très haute résolution pour la caractérisation d'un peuplement de forêt tropicale humide, étude de cas. Mémoire Dea, UNIVERSITÉ catholique de Louvain, 72p.
100. Richards, J. A. (1993). *Remote sensing digital image analysis. An introduction* (2nd ed.). Berlin: Springer-Verlag. 340 pp.
101. Rosenfield, G., & Fitzpatrick-Lins, K. (1986). A coefficient of agreement as a measure of thematic classification accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52(2), 223–227
102. Sabongo, P. 2007. – Taxonomie, phytogéographie et conservation des espèces de la famille des Euphorbiaceae dans les districts de Kisangani et de la Tshopo, Mémoire Dea, Fac. Des sciences, Unikis, Kisangani 103 p
103. Schlaepfer, R. (2002) : *Analyse de la dynamique du paysage*. Fiche d'enseignement 4.2, Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes, Ecole Polytechnique de Lausanne, Suisse. 10 p.
104. Singh, A. (1989) Digital change detection techniques using remotely-sensed data : Review article. *International Journal Remote Sensing*, vol. 10, no6, p. 989-1003.
105. Story, M., & Congalton, R. G. (1986). Accuracy assessment: a user's perspective. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 52(3), 397–399.
106. Tou, J. T., & Gonzalez, R. C. (1974). *Pattern recognition principles*. Reading, MA: Addison-Wesley.
107. Trépanier, I. (1996) Diagnostic d'évolution du littoral d'une partie du delta du fleuve Rouge au Viêt-nam par télédétection multitemporelle. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, 103 p.

108. Turner II B.L. & Meyer W.B., 1994. Global land use and land cover change: an overview. In: *Changes in Land Use and Land Cover: a global perspective*. (eds. Meyer W.B. & Turner II B.L.), pp. 3–10. University of Cambridge, Cambridge.
109. Upoki, A., 2001. Etude du peuplement en Bulbuls (Pycnonotidae, Passeriformes) dans la réserve forestière de Masako à Kisangani (R.D. Congo). *Thèse de doctorat, Faculté des Sciences, Unikis, 160 p.*
110. Vancutsem C., Lubamba J.-P.K., Blaes X., Pekel J.-F., de Wasseige C. & Defourny P., 2006. the Land CoverMap of the Democratic Republic of Congo, presses universitaires de Louvain ISBN2-87463-019-5,UCL-Geomatics,Louvain-la-Neuve.
111. White, F, 1986. La végétation de l’Afrique. UNESCO, AETFAT et UNSO. 384p. [http:// www.theses.ulaval.ca/2007/24216/ch03.html](http://www.theses.ulaval.ca/2007/24216/ch03.html)
112. Zhan, Q., Wang, J., Peng, X., Gong, P., & Shi, P. (2002). Urban built-up land change detection with road density and spectral information from multi-temporal Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*, 23,3057–3078.

ANNEXES