

ISSN-0771-3312

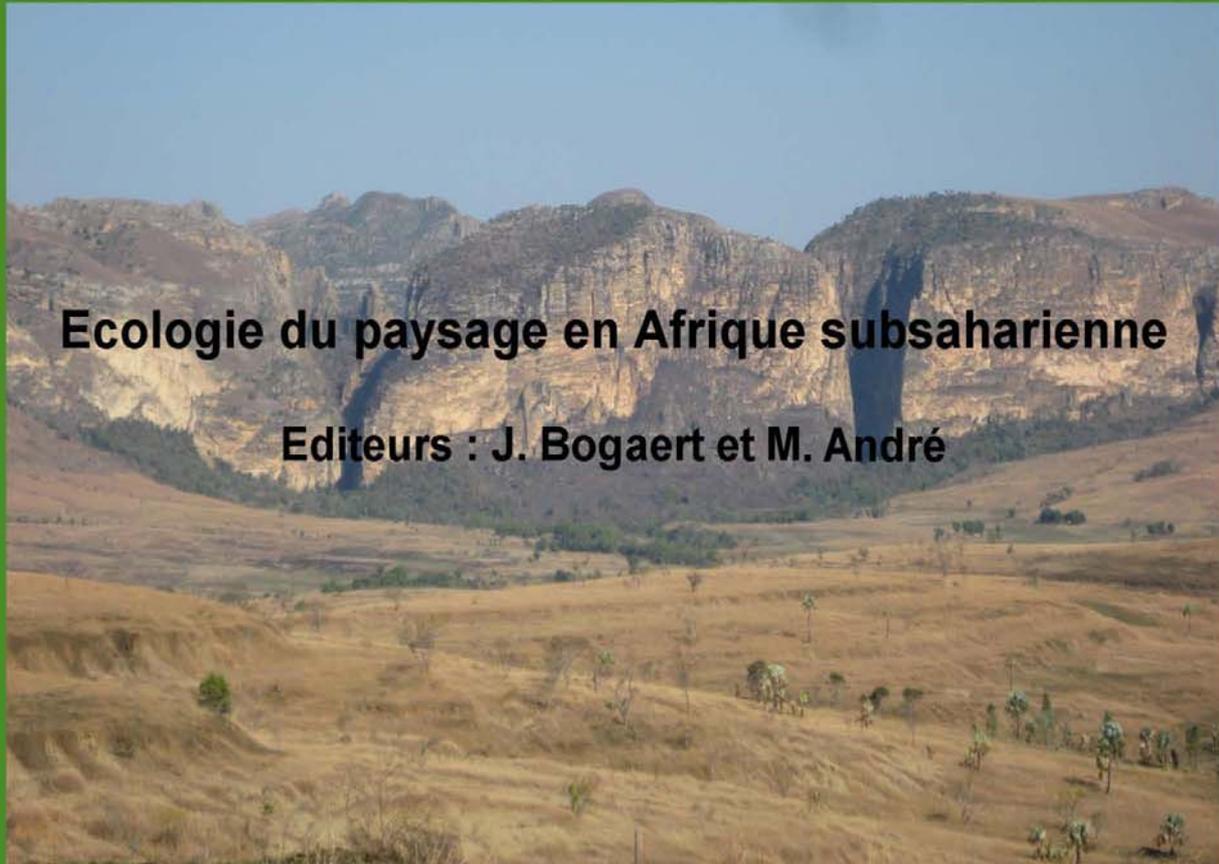
TROPICULTURA

2013 Vol. 31 N°1

Trimestriel (janvier-février- mars)
Driemaandelijks (januari-februari-maart)
Se publica po año (enero-febrero-marzo)

Ecologie du paysage en Afrique subsaharienne

Editeurs : J. Bogaert et M. André



Canyon du Parc National de l'Isalo, Madagascar

Crédit: M. André, 2009

Editeur responsable/Verantwoordelijke uitgever: J. Vercauteren
Avenue Louise 231 Louizalaan
1050 Bruxelles/ Brussel

Avec le soutien
de l'Académie Royale des Sciences d'Outre-Mer ARSOM, www.kaowarsom.be
et de la Région Bruxelles Capitale

Met de steun van
de Koninklijke Academie voor Overzeese Wetenschappen www.kaowarsom.be
en van het Brussels Gewest



SOMMAIRE / INHOUD/ SUMARIO

EDITORIAL/EDITORIAAL/EDITORIAL

L'écologie du paysage: une discipline unificatrice Landschapsecologie: een discipline die verenigt La ecología del paisaje una disciplina unificadora J. Bogaert & M. André	1-2
Randeffecten en sex ratio van bosknaagdieren in een versnipperd ecosysteem in de Democratische Republiek Kongo (Masako Reservaat, Kisangani) Los efectos de borde y el sex-ratio de los roedores en un ecosistema de bosque fragmentado en la República Democrática del Congo (Reserva Masako, Kisangani) L.W.M. Iyongo, C. De Cannière, J. Ulyel, B.A. Dudu, K. Bukasa, E. Verheyen & J. Bogaert	3-9
Identification des indicateurs de dégradation de la forêt de <i>tapia</i> (<i>Uapaca bojeri</i>) par une analyse sylvicole Identificatie van indicatoren van de degradatie van het <i>tapia</i> bos (<i>Uapaca bojeri</i>) door middel van een bosbouwkundige analyse La identificación de indicadores de degradación de los bosques de <i>tapia</i> (<i>Uapaca bojeri</i>) mediante el análisis de la silvicultura O.L. Rakotondraso, F. Malaisse, G.L. Rajoelison, J. Gaye, T.M. Razafimanantsoa, M.R. Rabearisoa, B.S. Ramamonjisoa, N. Raminosoa, F. Verheggen, M. Poncelet, E. Haubruge & J. Bogaert	10-19
The Spatial Footprint of the Non-Ferrous Mining Industry in Lubumbashi Empreinte spatiale de l'industrie minière non ferreuse à Lubumbashi De ruimtelijke voetafdruk van de non-ferro mijnbouwindustrie in Lubumbashi Huella espacial de la industria de la minería de metales no ferrosos en Lubumbashi I. Vranken, Y.M. Amisi, F.K. Munyemba, I. Bamba, F. Veroustraete, M. Visser & J. Bogaert	20-27
Diversité et distribution d'abondances des plantes d'un écosystème protégé dans un paysage anthropisé: cas de la Réserve Naturelle Forestière de Bururi, Burundi Diversiteit en distributie van de abundanties van de planten in een beschermd ecosysteem in een anthropogeen landschap: het geval van het Nationaal Bosreservaat van Bururi, Burundi La diversidad y la distribución de la abundancia de plantas de un ecosistema protegido en un paisaje antrópico: el caso de la Reserva Forestal Natural Bururi, Burundi F. Havyarimana, M.-J. Bigendako, T. Masharabu, F. Bangirinama, J. Lejoly, Y.S.S. Barima, C. De Cannière & J. Bogaert	28-35
Effets de la fragmentation des forêts par l'agriculture itinérante sur la dégradation de quelques propriétés physiques d'un Ferralsol échantillonné à Yangambi, R.D. Congo Effecten van bosversnippering ten gevolge van zwerflandbouw op het verval van enkele fysische eigenschappen van een Ferralsol onderzocht te Yangambi, D.R. Kongo Efectos de la fragmentación de los bosques por la agricultura migratoria sobre la degradación de algunas propiedades físicas de un suelo muestreado en Yangambi, República Democrática del Congo S. Alongo, M. Visser, T. Drouet, F. Kombele, G. Colinet & J. Bogaert	36-43
Importance de la méthode de coupe sur la régénération de Combretaceae du Bassin arachidier sénégalais Belang van de kapmethode voor de regeneratie van Combretaceae in het Senegalese Aardnootbekken Importancia del método de corte en la regeneración de las Combretaceae del "bassin arachidier" senegalés E. Faye, H. Diallo, S.A.N. Samba, M.A. Touré, A. Dramé, B. Fall, J. Lejoly, M. Diatta, M. Kairé, C. De Cannière, G. Mahy & J. Bogaert	44-52
Structure spatiale des trois espèces les plus abondantes dans la Réserve Forestière de la Yoko, Ubundu, République Démocratique du Congo Ruimtelijk patroon van de drie meest voorkomende soorten in het Yoko Bosreservaat, Ubundu, Democratische Republiek Kongo La estructura espacial de las tres especies más abundantes en la reserva forestal de Yoko Ubundu, República Democrática del Congo S. Kumba, H. Nshimba, L. Ndjele, C. De Cannière, M. Visser & J. Bogaert	53-61
Tree Plantation Will not Compensate Natural Woody Vegetation Cover Loss in the Atlantic Department of Southern Benin Les plantations forestières ne compenseront pas les pertes de végétations naturelles boisées dans le Département de l'Atlantique au sud du Bénin Boomplantages zullen het verlies aan natuurlijke bosvegetaties niet opvangen in het Atlantische Departement in het Zuiden van Benin Las plantaciones forestales no compensaran las pérdidas de vegetación natural en el departamento de Atlántico en el sur del Benin M.S. Toyi, Y.S.S. Barima, A. Mama, M. André, J.-F. Bastin, C. De Cannière, B. Sinsin & J. Bogaert	62-70
Effets de lisière sur la productivité du teck (<i>Tectona grandis</i> L.f.): étude de cas des teckeraies privées du Sud-Bénin Randeffecten op de productiviteit van Teak (<i>Tectona grandis</i> L.f.): het geval van private Teak aanplantingen in Zuid Benin Efecto de borde sobre la productividad de la teca (<i>Tectona grandis</i> Lf): estudio de caso de las plantaciones de teca privadas del sur del Benin M.S. Toyi, J.-F. Bastin, M. André, C. De Cannière, B. Sinsin & J. Bogaert	71-77
Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin Anthropisatie en dynamiek van landschappen in de Soudanese zone van Noord Benin Antropización y dinámica del paisaje en la zona sudanesa del norte del Benin A. Mama, B. Sinsin, C. De Cannière & J. Bogaert	78-88

<p>The opinions expressed, and the form adapted are the sole responsibility of the author(s) concerned Les opinions émises et la forme utilisée sont sous la seule responsabilité des auteurs De geformuleerde stellingen en de gebruikte vorm zijn op verantwoordelijkheid van de betrokken auteur(s) Las opiniones emitidas y la forma utilizada conciernen unicamente la responsabilidad de los autores</p>
--

EDITORIAL

EDITORIAAL

EDITORIALES

L'écologie du paysage: une discipline unificatrice

J. Bogaert^{1*} & M. André¹

L'écologie du paysage a pour origine la forte interdépendance entre l'occupation du sol, le climat et la biodiversité. En effet, la biodiversité dépend directement de l'abondance, de la dispersion spatiale et de la qualité des habitats; quant à lui, l'équilibre énergétique de l'atmosphère dépend des propriétés biophysiques de la surface de la terre. Le déclin de la biodiversité, les modifications d'occupation du sol et le changement climatique forment un tout appelé "changement global". Une compréhension approfondie de ce dernier phénomène requiert dès lors la contribution d'écologues du paysage qui étudient les dynamiques d'occupation du sol.

Cette attention particulière portée aux dynamiques d'occupation du sol de la part des écologues du paysage découle du *pattern/process paradigm* selon lequel les processus paysagers et écologiques dépendent des patrons spatiaux et vice versa. Les dynamiques paysagères, anthropiques ou naturelles, modifient à leur tour le fonctionnement écologique des paysages. Cette modification peut être mise en évidence par une évaluation des propriétés des paysages et des services écosystémiques qu'ils rendent. En considérant ce paradigme comme hypothèse centrale, l'écologie du paysage se singularise comme discipline à part entière par rapport aux autres courants de l'écologie.

Afin de comprendre les patrons et les processus écologiques, des analyses à différentes échelles spatiales et temporelles sont nécessaires. Ces échelles peuvent se situer au niveau hiérarchique supérieur ou inférieur au paysage lui-même. L'objectif de cette analyse est de comprendre respectivement le contexte et les mécanismes impliqués. Cette approche multiscalaire peut potentiellement réunir sous le dénominateur commun de l'écologie du paysage les écologues, les biologistes, les géographes, les agronomes, les forestiers, les architectes du paysage et de nombreux autres scientifiques qui utilisent les notions ayant trait aux espèces, aux occupations du sol et aux écosystèmes. L'urbanisation, la fragmentation des habitats, la déforestation, l'expansion de l'agriculture, la dispersion des espèces et les effets de lisière sont par conséquent des thématiques communes aux écologues du paysage. Cette diversité de disciplines des scientifiques impliqués a pour conséquence une diversité de méthodes et d'hypothèses. Elle doit être considérée comme une des forces de l'écologie du paysage et confirme sa nature transdisciplinaire.

Le caractère unificateur de l'écologie du paysage susmentionné justifie la diversité d'études collectées dans le présent numéro. Celles-ci ont en majorité été rédigées par des scientifiques travaillant au sud de la zone saharienne. Le choix des études a été guidé par la volonté de dresser un tableau représentatif des activités de recherche en cours et de mettre en lumière la valeur ajoutée des collaborations nord-sud.

Il n'y a pas de publication de qualité sans révision par les pairs. Chaque manuscrit a été évalué par deux relecteurs constituant une combinaison "nord-sud". Ainsi, les éditeurs remercient G. Baert, I. Bamba, F. Bangirinama, S. Barima, H. Beeckman, A. Biloso, G. Colinet, Ch. De Cannière, J.P. Djibu, J.L. Doucet, E. Faye, P. Hakizimana, K. Koffi, T. Masharabu, G. Mergeai, A. Monty, F. Munyemba, J. Ndayishimiye, J. Piqueray, Q. Ponette, H. Rakoto Ratsimba, C. Vermeulen, F. Veroustraete et M. Visser pour leur contribution en tant que relecteurs de ce numéro. Le taux d'acceptation était de 71,4%.

Les éditeurs remercient également B. Pochet et le comité de rédaction de Tropicultura pour leur aide dans la préparation de cette publication. Ce numéro spécial a été financé par Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège).

¹ Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.

* Auteur correspondant : E-mail : j.bogaert@ulg.ac.be

Landscape Ecology: a Unifying Discipline

J. Bogaert^{1*} & M. André¹

Landscape ecology justifies its existence by the strong interdependence between land cover, climate and biodiversity: biodiversity is directly related to habitat abundance, spatial dispersion and quality; the atmospheric energy balance depends on the biophysical properties of the Earth's surface. Together, biodiversity decline, land cover change and climate change are known as "global change"; a profound comprehension of this latter phenomenon requires the intervention of landscape ecologists studying land cover dynamics.

This focus on land cover dynamics by landscape ecologists is justified by the pattern/process paradigm which states that landscape and ecological processes are conditioned by spatial patterns, and vice versa. Pattern dynamics, anthropogenic or natural, consequently modify the ecological functioning of landscapes, which can be evidenced by an assessment of their ecosystem properties and services. By considering this paradigm as its central hypothesis, landscape ecology as a discipline is clearly singularized from other branches of ecology.

To understand the patterns observed and the ecological processes inferred, analyses at different spatial and temporal scales are required, situated hierarchically above and below the landscape scale itself, in order to understand respectively the context and the mechanisms involved. This multiscale approach has the potential to unify ecologists, biologists, geographers, agronomists, foresters, landscape architects and many other scientists dealing with species, land cover or ecosystems under the common denominator of landscape ecology. Urbanization, habitat fragmentation, deforestation, agricultural expansion, species dispersion, and edge effects are consequently common research topics for landscape ecologists which are often conceived using different methods and hypotheses due to the different backgrounds of the scientists involved. This richness of approaches should be considered a strength of landscape ecology and confirms its cross-disciplinary nature.

The aforementioned unifying character of landscape ecology justifies the diversity of studies collected in the current issue which have mainly been authored by scientists working South of the Saharan zone. A series of representative studies has been collected to illustrate ongoing research activities and to evidence the added value of North-South collaborations.

No publication quality without peer review. Every manuscript has been evaluated by two referees forming a North-South combination. Consequently, the editors acknowledge G. Baert, I. Bamba, F. Bangirina, S. Barima, H. Beeckman, A. Biloso, G. Colinet, Ch. De Cannière, J.P. Djibu, J.L. Doucet, E. Faye, P. Hakizimana, K. Koffi, T. Masharabu, G. Mergeai, A. Monty, F. Munyemba, J. Ndayishimiye, J. Piqueray, Q. Ponette, H. Rakoto Ratsimba, C. Vermeulen, F. Veroustraete and M. Visser for their contribution as reviewer to this issue. An acceptance rate of 71.4% was observed.

The editors also thank B. Pochet and the editorial board of Tropicultura for their assistance in preparing this publication. This special issue was funded by Gembloux Agro-Bio Tech (Université de Liège).

ARTICLES ORIGINAUX

OORSPRONKELIJKE ARTIKELS

ORIGINAL ARTICLES

ARTICULOS ORIGINALES

Effets de lisière et sex-ratio de rongeurs forestiers dans un écosystème fragmenté en République Démocratique du Congo (Réserve de Masako, Kisangani)

L.W.M. Iyongo^{1,2,3*}, C. De Cannière¹, J. Ulyel², B.A. Dudu⁴, K. Bukasa⁴, E. Verheyen⁵ & J. Bogaert³

Mots clés : Effets de lisière- Sex-ratio- Rongeurs- Masako

Keywords : Edge Effects- Sex ratio- Rodents- Masako

Résumé

Une étude des effets de lisière sur les sex-ratios de six espèces de rongeurs a été abordée dans la Réserve de Masako à 15 km de Kisangani en RDC. Une collection de 1789 individus capturés durant deux ans a permis d'analyser les sex-ratios dans la jachère, la forêt secondaire et la lisière jachère/forêt secondaire. Les résultats ont été comparés à une distribution uniforme à l'aide du test χ^2 . Les mâles ont été plus capturés chez toutes les espèces, sauf chez Lophuromys dudui. Un sex-ratio global significativement en faveur des mâles est observé d'une année à l'autre. Globalement, le sex-ratio n'est pas statistiquement différent de 1/1 chez Deomys, Hybomys et Lophuromys mais significativement supérieur à 1/1 chez Hylomyscus et Stochomys. Chez Praomys, il est significativement supérieur à 1/1 en 2010 mais pas en 2011. Les mâles de Hylomyscus, Praomys et Stochomys et les femelles de Lophuromys ont été plus abondants dans les trois habitats. La lisière a été caractérisée par une dominance des femelles de Deomys et des sex-ratios non différents de 1/1 chez Hylomyscus, mais significativement plus grands que 1/1 chez Praomys et Stochomys. La différence de sex-ratio entre la lisière et ses habitats adjacents chez Hylomyscus, Praomys et Stochomys prouve un effet de lisière.

Summary

Edge Effects and Sex Ratio of Forest Rodents in a Fragmented Ecosystem in the Democratic Republic of the Congo (Masako Reserve, Kisangani)

A study of edge effects on the sex ratios of six species of rodents was undertaken in the Masako reserve located at 15 km from Kisangani in the DRC. 1789 individuals collected during two years were used to analyze the sex ratio in a fallow land, a secondary forest and in the edge zone between the fallow land and the secondary forest. The results were compared with a uniform distribution using a χ^2 test. Males were more captured for all species except for Lophuromys dudui. An overall sex ratio significantly in favor of males is observed from one year to another. Overall, the sex ratio is not statistically different from 1/1 for Deomys, Hybomys and Lophuromys but significantly greater than 1/1 for Hylomyscus and Stochomys. For Praomys, it is significantly greater than 1/1 in 2010 but not in 2011. The males of Hylomyscus, Praomys and Stochomys and the females of Lophuromys were more frequent in the three habitats. The edge habitat was characterized by a predominance of females of Deomys and sex ratios not different from 1/1 for Hylomyscus but significantly different from 1/1 for Praomys and Stochomys. The differences in sex ratio recorded between the edge zone and its adjacent habitats for Hylomyscus, Stochomys and Praomys prove an edge effect.

1 Université Libre de Bruxelles, Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique.

2 Institut Supérieur d'Etudes Agronomiques de Bengamisa, Section des Eaux et Forêts, Kisangani, R.D. Congo.

3 Université de Liège, Gembloux Agro Bio-Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.

4 Université de Kisangani, Centre de Surveillance de la Biodiversité, Kisangani, R.D. Congo.

5 Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Vertebrate Department, Brussels, Belgium.

* Auteur correspondant : E-mail : iyongoleon@yahoo.fr

Introduction

La fragmentation progressive des paysages, associée non seulement à la dégradation mais également à la perte d'habitat, se traduit par la réduction de la quantité d'habitat, l'augmentation du nombre de taches d'habitat, l'isolement de ces taches mais également l'augmentation de la proportion de lisières (1). Celles-ci sont des interfaces entre deux types d'habitats différents où s'exerce «l'effet de lisière» qui est la résultante des processus qui s'opèrent au niveau de la lisière (1, 13). Cet effet est à l'origine de différences de structure, de composition ou de fonction par rapport aux habitats adjacents et correspond aux variations des conditions environnementales et des descripteurs de la biodiversité (richesse spécifique, composition, abondance) en fonction de la distance par rapport à la lisière (1). Les lisières sont reconnues comme des entités complexes qui diffèrent de façon marquée de l'intérieur des habitats (3) et constituent un milieu particulier avec des caractéristiques voire des espèces propres (1, 4, 11). Elles sont aussi des milieux soumis le plus souvent à des perturbations récurrentes, à même de modifier la composition des communautés et la distribution des espèces qui les composent (17), en particulier celles des rongeurs (13). Ces derniers sont parmi les petits mammifères, ceux qui contribuent le plus à la diversité spécifique des écosystèmes forestiers tropicaux. Ils sont en intense interaction avec leur environnement et ont des effets complexes sur les autres organismes (14). Compte tenu de l'importance écologique des rongeurs, il apparaît nécessaire d'étudier la structure de leurs populations ainsi que leurs sex-ratios. Ce dernier indice fournit des données statistiques intéressantes sur l'évolution des populations du fait qu'il dépend, après la naissance, de la pression des facteurs écologiques sur les populations (7). On note que le rapport entre les mâles et les femelles est en général voisin de 1/1 à la naissance, mais il évolue ensuite en raison d'une mortalité différente des sexes (7). Ces variations du sex-ratio après la naissance sont particulièrement bien connues chez les mammifères (16) mais les mécanismes responsables de ces variations sont encore mal connus (8).

En République Démocratique du Congo, en général, et dans la région de Kisangani, en particulier, les études sur les «effets de lisière» sont rares. Par ailleurs, l'examen du sex-ratio dans la lisière et ses habitats adjacents n'a jamais été abordé dans la Réserve Forestière de Masako. Sachant que certaines espèces peuvent ajuster leur sex-ratio en fonction des contraintes du milieu (5), la présente étude se fixe comme objectif

d'analyser le sex-ratio de six espèces de rongeurs forestiers dans la lisière et les habitats qu'elle sépare (jachère âgée d'au moins cinq ans et forêt secondaire adulte). Elle teste l'hypothèse selon laquelle les sex-ratios dans la zone de lisière seraient: (i) différents de ceux des habitats adjacents et (ii) significativement différents du rapport 1/1.

Matériel et méthodes

La présente étude a été conduite durant 24 mois (de janvier 2010 à décembre 2011) dans la Réserve Forestière de Masako (0°36'N et 25°13'E), située à 15 km de la ville de Kisangani au nord-est de la RDC et d'une superficie de 2.105 ha (13). Cette durée totale de deux ans a été retenue pour permettre la répétition de l'expérience et celle de différentes saisons (petite saison sèche: décembre à février; petite saison des pluies: mars à mai; grande saison sèche: juin à août et grande saison des pluies: septembre à novembre) (10). La végétation de Masako est principalement composée des forêts primaires à *Gilbertiodendron dewevrei* (Fabaceae), des forêts secondaires et des jachères (13). Les forêts secondaires sont dominées par *Pycnanthus angolensis*, *Zanthoxylon gillettii*, *Cynometra hankei*, *Petersianthus macrocarpum*, *Funtumia elastica* et *Uapaca guineensis*. Les jachères sont caractérisées par des associations à *Aframomum laurentii* et *Costus lucanusianus* ainsi qu'à *Triumfetta cordifolia* et *Selaginella myosurus* (9). Trois grilles de piégeage (1 ha/grille) avec une maille de dix mètres, soit 100 pièges (50 de type Sherman et 50 de type Lucifer) appâtés à la pulpe de noix de palme (*Elaeis guineensis*) ont été installées. Vu le nombre insuffisant de chaque type de piège pour couvrir toutes les grilles, nous avons mélangé les deux types de pièges qui visent et capturent les mêmes espèces. Les grilles (une par habitat) ont été installées dans une jachère âgée d'environ cinq ans après la culture, une forêt secondaire adulte et leur zone de contact (appelée lisière). Le choix de la forêt secondaire et de la jachère a été motivé par la présence d'une zone de transition (lisière) entre ces deux habitats offrant des conditions idéales pour y mener des études de longue durée. Une distance de 300 m était chaque fois maintenue entre deux grilles voisines avec l'idée d'échantillonner des populations différentes (Figure 1). Contrairement à d'autres recherches axées uniquement sur des habitats homogènes évitant les zones de lisière (9, 10, 14), le présent dispositif exploite la zone de lisière et les habitats qu'elle sépare. La forêt secondaire étudiée est principalement caractérisée par les espèces *Petersianthus macrocarpum*, *Trichilia gilgiana*, *Hannoa klaineana*,

Entandrophragma angolense, *Uapaca guineensis*, *Funtumia africana*, *Dichostema glauscens*, *Pycnanthus angolensis*, *Staudtia kamerunensis*, *Trilepisium madagascariense*, *Entandrophragma cylindricum*, *Coelocaryon botryoides* et *Ricinodendron heudelotii*.

Dans la jachère, les espèces fréquemment présentes sont *Elaeis guineensis*, *Pteridium aquilinum*, *Alchornea cordifolia*, *Rauvolfia vomitoria*, *Manihot esculenta*, *Triumfetta cordifolia*, *Caloncoba welwitschii*, *Costus lucanusianus*, *Palisota ambigua*, *Ananas comosus*, *Aframomum sanguineum*, *Harungana madagascariensis*, et *Macaranga monandra*. La végétation de la zone de lisière est dominée par *Musanga cecropioides*, *D. glauscens*, *P. macrocarpus*, *P. angolensis*, *U. guineensis*, *Macaranga spinosa*, *T. gilgiana*, *H. klaineana* et *C. botryoides*. Les captures ont été faites durant 10 jours chaque mois et les relevés ont eu lieu chaque jour autour de 9h. Chaque spécimen a reçu un numéro de référence auquel sont attribuées toutes ses coordonnées écologiques. Les observations des organes sexuels de tous les individus capturés ont été faites (9). Ces derniers ont été identifiés sur la base de la combinaison des données morphométriques externes (9, 13, 14) mesurées à l'aide d'un pied à coulisse et des analyses phylogénétiques des séquences du cytochrome de l'ADN mitochondrial obtenues (20). Toutes ces

informations ont été ainsi comparées avec la base de données des séquences d'ADN disponible au Département des Vertébrés de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique. Seules les six espèces les plus abondantes de notre collection ont été retenues dans la présente étude. Les données récoltées ont permis de déterminer le rapport numérique entre les mâles et les femelles de chaque espèce pour l'ensemble des habitats, mais aussi dans les habitats pris séparément. A l'instar d'autres recherches (2, 7, 10, 15), le test χ^2 a été appliqué pour comparer les sex-ratios observés à une distribution uniforme (rapport un mâle pour une femelle), du fait qu'à la naissance, la probabilité d'avoir un mâle et une femelle reste la même.

Résultats

Au total, 1789 individus ont été capturés durant deux ans (958 individus capturés la première année et 831 individus la deuxième année) dans les trois habitats. Ils sont répartis de la manière suivante: 661 *Praomys cf. jacksoni*; 324 *Hylomyscus stella*; 298 *Hybomys cf. lunaris*; 264 *Deomys ferrugineus*; 145 *Lophuromys dudui* et 97 *Stochomys longicaudatus*.

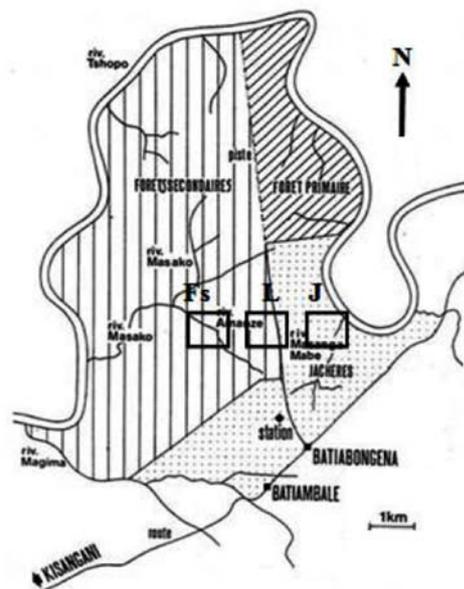


Figure 1: Réserve Forestière de Masako (0°36'N; 25°13'E), Kisangani, République Démocratique du Congo avec indication des trois dispositifs d'échantillonnage chacun constitué d'une grille [1 ha/grille; 100 pièges/grille; 10 m de distance entre les pièges (type Sherman et type Lucifer)]; (Fs) forêt secondaire adulte; (L) lisière (jachère/forêt secondaire adulte); (J) jachère. Adapté de Dudu (1991), avec permission.

Sex-ratio global (pour l'ensemble des habitats)

Le tableau 1 donne pour chaque année, les effectifs totaux, les pourcentages et les sex-ratios des espèces pour les trois habitats pris ensemble. Ce tableau montre que pour toutes les espèces, les mâles sont plus capturés que les femelles ces deux années. Le test χ^2 appliqué sur les totaux annuels montre que le sex-ratio global observé diffère significativement du rapport 1/1 d'une année à l'autre ($\chi^2=12,63$; $p<0,001$; $ddl=1$ et $\chi^2=12,14$; $p<0,001$; $ddl=1$). On note chez *D. ferrugineus*, *H. stella*, *P. cf. jacksoni* et *S. longicaudatus*, un nombre plus élevé de mâles que de femelles au cours des deux années. A l'inverse, chez *L. dudui*, les femelles ont été plus représentées que les mâles. Quant à *H. cf. lunaris*, on note un nombre égal de mâles et de femelles en 2010; une légère dominance de mâles est enregistrée en 2011. De l'analyse du sex-ratio global de chaque espèce, celui-ci se révèle statistiquement non différent du rapport 1/1, d'une année à l'autre, chez *D. ferrugineus* ($\chi^2=0,26$; $p>0,05$; $ddl=1$ et $\chi^2=0,03$; $p>0,05$; $ddl=1$), *H. cf. lunaris* ($\chi^2=1,28$; $p>0,05$; $ddl=1$ et $\chi^2=0,73$; $p>0,05$; $ddl=1$) et *L. dudui* ($\chi^2=1,28$; $p>0,05$; $ddl=1$ et $\chi^2=0,73$; $p>0,05$; $ddl=1$). A l'inverse, ce sex-ratio global reste significativement supérieur à 1/1, d'une année à l'autre, chez *H. stella* ($\chi^2=19,89$; $p<0,001$; $ddl=1$ et $\chi^2=16,11$; $p<0,001$; $ddl=1$) et *S. longicaudatus* ($\chi^2=4,79$; $p<0,05$; $ddl=1$ et $\chi^2=6,48$; $p<0,05$; $ddl=1$). Enfin, le rapport numérique entre les mâles et les femelles chez *P. cf. jacksoni* est significativement supérieur à 1/1 en 2010 ($\chi^2=4,44$; $p<0,05$; $ddl=1$) mais pas en 2011 ($\chi^2=2,79$; $p>0,05$; $ddl=1$).

Sex-ratio par habitat

Les détails sur les effectifs et sex-ratios des espèces par habitat et par année de capture sont donnés dans le tableau 2. De ce tableau, on note qu'en 2010, chez *D. ferrugineus* et *H. cf. lunaris*, les mâles sont numériquement plus capturés dans la

jachère et la forêt secondaire. A l'inverse, les femelles sont plus capturées dans la lisière. Chez *H. stella*, *P. cf. jacksoni* et *S. longicaudatus*, les mâles sont plus attrapés que les femelles dans les trois habitats. Chez *L. dudui*, les femelles sont plus capturées que les mâles dans les trois habitats. En 2011, on observe chez *D. ferrugineus*, plus d'individus mâles capturés que de femelles en forêt secondaire; la situation inverse est observée dans la lisière. Pourtant, on note le même nombre de mâles que de femelles capturés dans la jachère. Chez *H. cf. lunaris*, les mâles sont plus attrapés dans la jachère et la lisière. Pourtant, qu'il y a autant de mâles que de femelles capturés en forêt secondaire. Chez *H. stella*, *P. cf. jacksoni* et *S. longicaudatus*, les mâles sont numériquement plus récoltés que les femelles dans les trois habitats. Chez *L. dudui*, les femelles sont numériquement plus capturées que les mâles dans la lisière et la forêt secondaire. On enregistre le même effectif pour chaque sexe dans la jachère. Le test de χ^2 fait voir que pour la première année, aucun des sex-ratios observés dans les trois milieux n'était significativement différent du rapport 1/1 chez *D. ferrugineus* ($\chi^2=0,00$; $p>0,05$; $ddl=1$; $\chi^2=0,53$; $p>0,05$; $ddl=1$; $\chi^2=1,37$; $p>0,05$; $ddl=1$); *H. cf. lunaris* ($\chi^2=0,44$; $p>0,05$; $ddl=1$; $\chi^2=0,75$; $p>0,05$; $ddl=1$; $\chi^2=0,02$; $p>0,05$; $ddl=1$) et *L. dudui* ($\chi^2=0,02$; $p>0,05$; $ddl=1$; $\chi^2=2,29$; $p>0,05$; $ddl=1$; $\chi^2=0,11$; $p>0,05$; $ddl=1$). Par contre, chez *H. stella*, ce sex-ratio est statistiquement supérieur à 1/1 en jachère ($\chi^2=4,74$; $p<0,05$; $ddl=1$) et en forêt secondaire ($\chi^2=17,85$; $p<0,001$; $ddl=1$), mais pas dans la lisière ($\chi^2=1,67$; $p>0,05$; $ddl=1$). Chez *P. cf. jacksoni*, un sex-ratio significativement supérieur à celui attendu est observé dans la lisière ($\chi^2=4,25$; $p<0,05$; $ddl=1$) mais pas dans les habitats qu'elle sépare ($\chi^2=0,92$; $p>0,05$; $ddl=1$ et $\chi^2=0,69$; $p>0,05$; $ddl=1$). De même, *S. longicaudatus* donne un sex-ratio significativement supérieur au rapport 1/1 dans la lisière ($\chi^2=5,40$; $p<0,05$; $ddl=1$) mais pas dans les

Tableau 1
Effectifs totaux [mâles (M), femelles (F), nombre d'individus] et sex-ratios (SR) des espèces par année de capture pour l'ensemble des habitats dans la Réserve Forestière de Masako (12 mois/année).

	2010					2011				
	M	%	F	%	SR	M	%	F	%	SR
<i>D. ferrugineus</i>	73	52.14	67	47.86	1.09	63	50.81	61	49.19	1.03
<i>H. cf. lunaris</i>	79	50.00	79	50.00	1.00	71	50.71	69	49.29	1.03
<i>H. stella</i>	117	66.86	58	33.14	2.02	99	66.44	50	33.56	1.98
<i>L. dudui</i>	34	43.59	44	56.41	0.77	30	44.78	37	55.22	0.81
<i>P. cf. jacksoni</i>	200	55.56	160	44.44	1.25	165	54.82	136	45.18	1.21
<i>S. longicaudatus</i>	31	65.96	16	34.04	1.94	34	68.00	16	32.00	2.13
Total	534	55.74	424	44.26	1.26	462	55.60	369	44.40	1.25

habitats adjacents ($\chi^2=1,00$; $p>0,05$; $ddl=1$ et $\chi^2=0,53$; $p>0,05$; $ddl=1$). Pour la deuxième année, aucun des sex-ratios observés n'est significativement différent du rapport 1/1 dans les trois habitats respectivement pour *D. ferrugineus* ($\chi^2=0,00$; $p>0,05$; $ddl=1$; $\chi^2=1,20$; $p>0,05$; $ddl=1$; $\chi^2=1,53$; $p>0,05$; $ddl=1$); *H. cf. lunaris* ($\chi^2=1,23$; $p>0,05$; $ddl=1$; $\chi^2=0,85$; $p>0,05$; $ddl=1$; $\chi^2=0,00$; $p>0,05$; $ddl=1$) et *L. dudui* ($\chi^2=0,00$; $p>0,05$; $ddl=1$; $\chi^2=1,19$; $p>0,05$; $ddl=1$; $\chi^2=0,40$; $p>0,05$; $ddl=1$). *H. stella* montre un sex-ratio significativement supérieur à 1/1 en jachère ($\chi^2=4,45$; $p<0,05$; $ddl=1$) et en forêt secondaire ($\chi^2=19,7$; $p<0,001$; $ddl=1$), mais pas dans la lisière ($\chi^2=0,31$; $p>0,05$; $ddl=1$). Chez *P. cf. jacksoni*, on observe un sex-ratio significativement supérieur à 1/1 dans la lisière ($\chi^2=4,19$; $p<0,05$; $ddl=1$) mais pas dans les habitats qu'elle sépare ($\chi^2=0,23$; $p>0,05$; $ddl=1$ et $\chi^2=0,40$; $p>0,05$; $ddl=1$). De même, chez *S. longicaudatus* le sex-ratio significativement supérieur à 1/1 est aussi observé dans la lisière ($\chi^2=6,25$; $p<0,05$; $ddl=1$) mais pas dans les habitats adjacents ($\chi^2=0,89$; $p>0,05$; $ddl=1$ et $\chi^2=1,00$; $p>0,05$; $ddl=1$).

Discussion

Dispositifs d'échantillonnage

Nos captures sont faites à l'intérieur des grilles avec une distance de 10 m entre les pièges. L'usage d'une grille munie de pièges est une technique classique très employée dans les études

de petits mammifères (9, 12, 14). Aussi, une distance régulière de 10 à 15 m entre les pièges suffit à la récolte de petits rongeurs de deux sexes sans que leurs sex-ratios ne soient biaisés (9). De nombreux chercheurs ont utilisé ces grilles à l'intérieur de zones homogènes pour récolter les rongeurs en Afrique (9, 10, 14). Contrairement aux études de ces chercheurs qui ont porté uniquement sur des zones homogènes, en prenant soin de se placer au centre, à l'abri des influences des lisières, connues depuis longtemps comme hétérogènes (3), la présente étude a exploité à la fois les habitats homogènes (jachère et forêt secondaire) et leur zone de transition écologique (lisière). Cette méthode permet une bonne compréhension de la nature et du fonctionnement de la lisière comparativement aux habitats qu'elle sépare.

Captures

Les individus ont plus été capturés la première année comparativement à la deuxième. L'effort de capture étant le même durant ces deux années (même nombre de pièges et même nombre de jours de capture), nous pouvons attribuer cette situation (i) aux variations annuelles des abondances liées aux variations saisonnières et des taux de reproduction d'une année à l'autre déjà constatées chez les rongeurs des forêts tropicales (9, 10); (ii) aux activités champêtres qui auraient été plus intenses durant la seconde année et qui auraient influé sur les abondances (13); et (iii) à un probable impact des captures de la première année sur celles de la deuxième année (7, 12).

Tableau 2
Nombre d'individus mâles (M) et femelles (F) capturés et les sex-ratios (SR) par espèce et par habitat dans la Réserve Forestière de Masako (12 mois/année).

	Jachère			Lisière			Forêt secondaire		
	M	F	SR	M	F	SR	M	F	SR
2010									
<i>Deomys ferrugineus</i>	18	16	1,13	21	26	0,81	34	25	1,36
<i>Hybomys cf. lunaris</i>	31	26	1,19	21	27	0,78	27	26	1,04
<i>Hylomyscus stella</i>	35	19	1,84	47	14	3,36	35	25	1,40
<i>Lophuromys dudui</i>	20	21	0,95	10	18	0,56	4	5	0,80
<i>Praomys cf. jacksoni</i>	71	60	1,18	52	33	1,58	77	67	1,15
<i>Stochomys longicaudatus</i>	10	6	1,67	11	3	3,67	10	7	1,43
2011									
<i>Deomys ferrugineus</i>	15	15	1,00	17	24	0,71	31	22	1,41
<i>Hybomys cf. lunaris</i>	30	22	1,36	18	24	0,75	23	23	1,00
<i>Hylomyscus stella</i>	29	16	1,81	42	10	4,20	28	24	1,17
<i>Lophuromys dudui</i>	18	18	1,00	8	13	0,62	4	6	0,67
<i>Praomys cf. jacksoni</i>	57	52	1,09	43	26	1,65	65	58	1,12
<i>Stochomys longicaudatus</i>	9	6	1,50	13	3	4,33	9	7	1,29

Sex-ratio global

De manière générale, mais aussi spécifiquement pour *D. ferrugineus*, *H. stella*, *P. cf. jacksoni* et *S. longicaudatus*, les sujets mâles ont été les plus capturés que les femelles durant les deux années. Chez *H. cf. lunaris*, cette situation n'a été observée qu'à la deuxième année. Notons que les observations similaires ont déjà été faites par d'autres chercheurs chez *Apodemus sylvaticus* (4) et aussi chez les Muridés et Dendromuridés (9, 10). Ceci peut être lié au fait que le sex-ratio est généralement en faveur des mâles (7, 10) qui semblent avoir une plus grande capacité d'adaptation (7); mais aussi, à l'inactivité des femelles durant les périodes de reproduction (18). A l'inverse, les femelles ont été les plus capturées sans donner un sex-ratio significativement différent du rapport 1/1 chez *L. dudui*; ce qui pourrait laisser croire à un rapport au bénéfice des femelles à la naissance (8, 10) et à un taux de survie supérieur pour les femelles de cette espèce durant ces deux années (8). Le sex-ratio statistiquement non différent de 1/1 chez *D. ferrugineus*, *H. cf. lunaris*, *L. dudui* (d'une année à l'autre) et chez *P. cf. jacksoni* (uniquement en 2011), a aussi été observé dans d'autres études (9, 10), ce qui confirme l'hypothèse selon laquelle le rapport numérique entre les mâles et les femelles est en général voisin de 1/1 à la naissance (7, 16). Par contre, le sex-ratio significativement supérieur à 1/1 observé d'une année à l'autre chez *H. stella* et *S. longicaudatus*; aussi, chez *P. cf. jacksoni* en 2010 semble confirmer (i) un nombre supérieur de mâles à la naissance ou une évolution du sex-ratio en raison d'une mortalité élevée chez les femelles (16); (ii) un grand nombre de mâles récoltés pendant les périodes de reproduction (4); (iii) un taux de survie des mâles plus important (8); (iv) une inactivité des femelles en reproduction (allaitement) et une mobilité accrue des mâles adultes. Il est probable qu'il naisse, durant ces années, plus de mâles que de femelles et que la longévité des femelles adultes soit plus faible que celle des mâles (18). Le sex-ratio significativement supérieur à 1/1, enregistré chez *P. cf. jacksoni* en 2010 mais pas en 2011, prouve des variations du sex-ratio en fonction des mois, saisons et années liées à divers facteurs abiotiques et biotiques (lumière, température, humidité, prédation et autres interactions entre les espèces, etc.) (4). Ce résultat fait penser à un équilibre numérique entre les mâles et les femelles à la naissance, qui est suivi de taux de survie et de mortalité différents entre les sexes en 2010 et des taux similaires l'année suivante (7).

Sex-ratio par habitat

La prédominance des mâles de *H. stella*, *P. cf. jacksoni* et *S. longicaudatus* d'une année à l'autre dans les trois habitats est une preuve que le sex-ratio de ces espèces est en faveur des mâles tel que confirmé par leurs sex-ratios globaux. La même observation a déjà été faite dans la jachère et la forêt par plusieurs études (2, 5, 7, 8, 9, 10, 14). On note la même situation chez *D. ferrugineus* en jachère (première année) et en forêt secondaire (les deux années) ainsi que chez *H. cf. lunaris* en jachère (les deux années) et en forêt secondaire (première année). Ce qui reste conforme au schéma de leurs sex-ratios globaux respectifs. A l'inverse, la prédominance des femelles enregistrée dans les trois habitats au cours de la première année, puis dans la lisière et forêt secondaire au cours de la deuxième année chez *L. dudui*, mais aussi chez *D. ferrugineus* d'une année à l'autre uniquement dans la lisière, pourrait plus expliquer un taux de survie élevé chez les femelles et une mortalité élevée chez les mâles qu'un sex-ratio en faveur des femelles à la naissance (7), car il est généralement admis que le taux de masculinité à la naissance (nombre de naissance mâles pour 100 naissances) est relativement constant et voisin de 51,5 chez les Mammifères (6). Le même nombre de mâles et de femelles chez *H. cf. lunaris* et *L. dudui* obtenu respectivement en forêt secondaire et en jachère peut confirmer un équilibre entre les sexes à la naissance qui serait suivi du même taux de mortalité et de croissance des individus de deux sexes (2, 5, 8, 7).

Effet de lisière

La prédominance des femelles *D. ferrugineus* dans la lisière d'une année à l'autre peut traduire un effet de lisière qui fait que les femelles de cette espèce manifestent beaucoup de préférences pour cet habitat comparativement aux mâles (13). Le sex-ratio statistiquement non différent de 1/1 obtenu dans la lisière, mais significativement différent de 1/1 dans les habitats adjacents observé d'une année à l'autre chez *H. stella* ainsi que les sex-ratios significativement différent de 1/1 dans la lisière, mais pas dans les habitats adjacents notés d'une année à l'autre chez *P. cf. jacksoni* et *S. longicaudatus* témoignent de l'existence d'un effet de lisière sur la distribution des proportions des sexes. Cette différence de sex-ratio entre la lisière et les habitats qu'elle sépare fait preuve d'un ajustement, de la part de ces trois espèces, de leurs sex-ratios en fonction des contraintes de la lisière (exposition à la lumière, faible humidité, température élevée, forte présence des prédateurs, etc.) (5). On note plus de sujets mâles de ces

espèces dans la lisière, illustrant la grande mobilité des mâles (18) qui exploiteraient plus la lisière comme un corridor propice au déplacement (1), et par voie de conséquence, s'y font davantage piéger.

Conclusion

Etant donné que certaines espèces sont inféodées au cœur de la forêt, évitant ainsi toute influence de la lisière (3, 13), la fragmentation des habitats reste donc un élément très négatif dans la conservation de la diversité des rongeurs de forêt. En diminuant la disponibilité en habitat et en isolant de manière accrue les habitats, la fragmentation entraîne la diminution des effectifs des populations, ce qui présente des effets aussi bien sur la probabilité de survie de ces populations que sur leurs capacités de dispersion entre les habitats (3). Les résultats de la présente étude montrent que la lisière influe de façon variable sur la proportion de mâles et femelles de quelques espèces de rongeurs dans la Réserve Forestière de Masako. Les femelles de *D.*

ferrugineus dominant numériquement dans la lisière sans montrer une différence significative avec les mâles qui dominent dans les intérieurs. Chez *H. stella*, le sex-ratio est significativement déséquilibré dans les intérieurs (forte dominance des mâles) mais pas dans la lisière. A l'inverse, le sex-ratio est plutôt déséquilibré dans la lisière chez *P. cf. jacksoni* et *S. longicaudatus*, où les mâles dominent significativement, mais pas dans les habitats adjacents. Enfin, le sex-ratio est équilibré dans les trois habitats chez *D. ferrugineus*, *H. cf. lunaris* et *L. dudui*. On note donc de la présente étude que la zone de lisière, en plus de ses effets sur la distribution de la richesse, l'abondance et la densité des rongeurs (13), exerce également des effets sur la distribution des proportions des sexes chez quelques espèces (*H. stella*, *P. cf. jacksoni* et *S. longicaudatus*).

Remerciements

Les auteurs remercient la CTB et la WBI pour les financements octroyés à L. Iyongo.

Références bibliographiques

- Alignier A., 2010, Distribution des communautés végétales sous l'influence des lisières forestières dans des bois fragmentés. Thèse de doctorat, Université de Toulouse, France, 229 p.
- Batelier F., Govoroun M. & Brillard J.P., 2004, Sex-ratio chez les oiseaux sauvages et domestiques. *Productions Animales*, **17**, 5, 365-372.
- Burel F. & Baudry J., 2003, *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Tec & Doc, Paris, France, 359 p.
- Butet A., 1984, Approche de la relation animal-végétation à travers un modèle rongeur: le régime alimentaire d'une population de mulots sylvestres (*Apodemus sylvaticus* L., 1758) dans une lande incendiée en cours de recolonisation. *Bulletin d'Ecologie*, **17**, 21-37.
- Clutton-Brock T.H. & Lason G.R., 1986, Sex-ratio variations in mammals. *Quarterly Review of Biology*, **61**, 339-374.
- Courot M., 1975, Le choix du sexe est-il possible chez les mammifères? *In*: C. Thibault, *La Fécondation*, Masson, Paris, 12 p.
- Dajoz R., 2006, *Précis d'écologie*. Dunod, Paris, 631 p.
- Dickman C.R., 1988, Sex-ratio variation in response to interspecific competition. *American Nature*, **132**, 289-297.
- 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.
- Duplantier J.M., 1989, Les Rongeurs Myomorphes forestiers du Nord-Est du Gabon: structure du peuplement, démographie, domaines vitaux. *Revue d'Ecologie (Terre Vie)*, **44**, 329-346.
- Imbeau L., Drapeau P. & Mokkonen M., 2003, Are forest birds categorised as "edge species" strictly associated with edges? *Ecography*, **26**, 514-520.
- Iyawe J., 1988, Distribution of small rodents and shrews in a lowland rain forest zone of Nigeria, with observations on their reproductive biology. *African Journal of Ecology*, **26**, 3, 189-195.
- Iyongo W.M.L., Visser M., De Cannière C., Verheyen E., Dudu A.B., Ulyel A.J. & Bogaert J., 2012, Anthropisation et effets de lisière : impacts sur la diversité de rongeurs dans la réserve forestière de Masako (Kisangani, R.D.Congo). *Tropical Conservation Science*, **5**, 3, 270-283.
- Katuala G.B., 2009, Biodiversité et biogéographie des rongeurs Myomorphes et Sciuromorphes (Rodentia: Mammalia) de quelques blocs forestiers de la région de Kisangani (R.D. Congo). Thèse de doctorat, Université de Kisangani, RDC, 137 p.
- Lougnon J. & Picard M., 1982, A propos du sex-ratio chez le porc. *Journées Recherche Porcine en France*, **14**, 65-74.
- Lowe V.P.W., 1969, Population dynamics of the red deer (*Cervus elaphus* L.). *Journal of Animal Ecology*, **38**, 425-457.
- Otto H. J., 1998, *L'écologie forestière*. Paris, 397 p.
- Saint Girons M.C., 1967, Etude du genre *Apodemus* Kaup, 1829 en France. *Mammalia*, **31**, 55-100.
- Smal C.M. & Fairley J.S., 1982, The dynamics and regulation of small rodent populations in the woodland ecosystems of Killamey, Ireland. *Journal of Zoology*, **196**, 1-30.
- Terryn L., Wendelen W., Leirs H., Lenglet G. and Verheyen E., 2007, African Rodentia. (Web address: <http://projects.biodiversity.be/africanrodentia>).

Identification des indicateurs de dégradation de la forêt de *tapia* (*Uapaca bojeri*) par une analyse sylvicole

O.L. Rakotondrasoa^{1*}, F. Malaisse², G.L. Rajoelison¹, J. Gaye³, T.M. Razafimanantsoa⁴, M.R. Rabearisoa¹, B.S. Ramamonjisoa¹, N. Raminosoa⁴, F. Verheggen⁵, M. Poncelet⁶, E. Haubruge⁵ & J. Bogaert²

Mots clés : *Tapia* (*Uapaca bojeri*)- Dégradation- Indicateur- Arivonimamo- Madagascar

Keywords : *Tapia* (*Uapaca bojeri*)- Degradation- Indicator- Arivonimamo- Madagascar

Résumé

La déforestation constitue un grave problème à Madagascar, menant à une dégradation recrudescence des ressources naturelles. Dans ce cadre, la présente étude a pour objectif d'identifier des indicateurs de dégradation de la forêt de *tapia* dans la zone d'Arivonimamo. Une carte forestière de la zone a constitué le document de base dans lequel la forêt est stratifiée en deux types: forêt de *tapia* peu dégradée et forêt de *tapia* dégradée. L'approche a consisté en la comparaison de ces deux types de forêt; la forêt peu dégradée étant la forêt de référence. La récolte de données s'est basée sur un inventaire forestier par le biais des transects discontinus, liés à la structure de la forêt de *tapia*, de longueur totale de 1500 m par type. De cette étude, il ressort que la densité des arbres, la hauteur moyenne, le diamètre moyen des arbres, la surface terrière et la densité de la régénération et du sous-bois, constituent des indicateurs pour l'identification de l'état de dégradation de la forêt de *tapia*. La distribution des ligneux y est agrégée; cependant l'agrégation des arbres est très significativement plus forte au sein de la forêt dégradée en réponse à la faible densité d'*U. bojeri*. *Leptolaena pauciflora* et *Erica sp.* constituent les espèces principales de sous-bois indicatrices de dégradation. Leur forte abondance indique un état de dégradation plus accentué. La connaissance de ces indicateurs de dégradation permettra de formuler des directives et de préciser des outils techniques pour contribuer à évaluer et à surveiller la dégradation de la forêt de *tapia*.

Summary

Identification of Degradation Indicators of *Tapia* Forest (*Uapaca bojeri*) by Sylvicultural Analysis

Deforestation is a serious problem in Madagascar leading to natural resource degradation. In this context, this study aims to identify indicators of forest degradation for the *tapia* forest of Arivonimamo. A forest map of the area enabled to stratify the forest into two types: slightly degraded *tapia* forest and highly degraded *tapia* forest. The approach consisted of the comparison of these two types of forest, the less degraded *tapia* forest being the reference. Data collection was based on a forest inventory through discontinuous transects related to the structure of the *tapia* forest, with a total length of 1500 m per type. It appears that tree density, average tree height, average tree diameter, basal area and density of regeneration and undergrowth, are indicators for the identification of the state of degradation of the *tapia* forest. The distribution of *U. bojeri* is aggregated in both sites; however, the degree of aggregation is significantly higher in the highly degraded forest in response to the lower tree density. *Leptolaena pauciflora* and *Erica sp.* are the main undergrowth indicator species of degradation; their abundance is correlated with degradation. Knowledge of these indicators of *tapia* degradation will provide guidance and technical tools to improve evaluation and monitoring of the degradation of the *tapia* forest.

1 Université d'Antananarivo, Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, Département des Eaux et Forêts, Antananarivo, Madagascar.

2 Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.

3 Université Libre de Bruxelles, Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique.

4 Université d'Antananarivo, Faculté des Sciences, Département de Biologie, Ecologie et Conservation Animales, Antananarivo, Madagascar.

5 Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité d'Entomologie Fonctionnelle et Evolutive, Gembloux, Belgique.

6 Université de Liège, Institut des Sciences Humaines et Sociales, Liège, Belgique.

* Auteur correspondant : E-mail : olivia.rakotondrasoa@yahoo.fr

Introduction

La déforestation constitue un des problèmes majeurs de nombreux pays tropicaux, notamment de Madagascar. D'après l'Office National pour l'Environnement (20), la forêt naturelle ne couvre plus que 16 à 17% du territoire malgache alors qu'elle y était encore de 24 à 28% en 1950. A Madagascar, le taux annuel de déforestation était de 0,3% entre 1950 et 1970; 1,7% entre 1970 et 1990; et 0,7% entre 1990 et 2000 (14). L'agriculture sur abattis-brûlis, la fabrication de charbon de bois, la commercialisation de produits ligneux, les prélèvements abusifs de produits non ligneux et les feux de brousse y constituent les principales causes de déforestation (4). L'agriculture y représente l'activité principale des populations rurales dont 73,5% vivent encore en-dessous du seuil de pauvreté (25).

La flore malgache présente un taux d'endémisme élevé; des valeurs de 82% à 90% ont été citées (4, 11, 12). Le *tapia* ou *Uapaca bojeri* Baill. (Phyllanthaceae), qui est un petit arbre à feuillage dense de 10 à 12 m de hauteur au maximum, fait partie de ces espèces endémiques. C'est une essence sempervivente, sclérophylle, héliophile et pyrophyte (9, 22).

Les peuplements de *tapia* sont des formations très ouvertes, qui sont parcourues fréquemment par les feux de brousse (32), se présentant sous forme d'une forêt claire (24). Les forêts de *tapia*, localisées uniquement dans les hautes terres malgaches (800 à 1600 m), jouent un rôle très important dans l'économie des populations riveraines grâce aux produits qui peuvent en être prélevés, tels les fruits de *tapia*, les champignons, les bois de chauffe, les plantes médicinales et les cocons de vers à soie (17, 22). Cependant, avec l'accroissement des besoins liés à la pression démographique [avec un taux de croissance annuel national de 2,8% contre 1,2% pour le monde en 2006, (8)], les communautés riveraines sont devenues très dépendantes de ces produits ce qui engendre des pressions et des menaces sur l'écosystème en question (26). Les forêts de *tapia* ont perdu ces dernières décennies une part importante de leur superficie. Pour la région Itasy, dans laquelle les forêts de *tapia* représentent les derniers vestiges de la végétation forestière primaire (3), le taux de déforestation annuel est de 7,41% entre 2000 et 2005 (21). Ces taux sont relativement élevés comparés à celui de la Grande Île toute entière qui est de 0,30% pour la même période (8).

Le présent article a pour objectif d'identifier des

indicateurs de dégradation de la forêt de *tapia* à travers la comparaison de deux types de forêt en différents états de dégradation; l'hypothèse de travail est que les caractéristiques sylvoles de la forêt dégradée sont différentes de celles d'une autre moins dégradée appelée «forêt de référence», même si les forêts de *tapia* sont déjà des témoins dégradés de la forêt dense sclérophylle des hautes terres malgaches.

Cette hypothèse peut être subdivisée en cinq sous-hypothèses, à savoir (i) la densité des arbres de la forêt dégradée est inférieure à celle de la forêt de référence; une diminution du nombre d'arbres étant attendue sous l'influence de la dégradation (2); (ii) les valeurs et les distributions des paramètres dendrométriques (diamètre moyen et la hauteur moyenne des arbres) ainsi que la surface terrière sont plus élevées au sein de la forêt de référence que pour la forêt dégradée; (iii) les rapports diamètre-hauteur des *U. bojeri* sont différents dans les deux types de forêt, les perturbations anthropiques influant sur les caractéristiques des arbres (33); (iv) les pieds d'*U. bojeri* sont plus agrégés au sein de la forêt dégradée: une forêt dégradée pouvant avoir perdu sa structure d'origine à la suite des activités humaines (29); enfin (v) l'abondance de la régénération naturelle de *tapia* et du sous-bois est plus importante dans la forêt dégradée: les forêts dégradées présentent une plus grande abondance en sous-bois en réponse à la plus grande ouverture de la canopée (15).

Matériels et méthodes

Milieu d'étude

L'étude a été réalisée au sein de la commune rurale d'Arivonimamo (Figure 1), dans la partie centrale de Madagascar. Située à 47°10' E et 19°02' S, la zone d'investigation se localise à environ 50 km à l'ouest d'Antananarivo et fait partie intégrante du district d'Arivonimamo, dans la Région Itasy. La région est soumise à un climat de type tropical d'altitude caractérisé par deux saisons contrastées: une saison sèche et fraîche qui s'étale d'avril jusqu'à octobre; et une saison chaude de novembre à mars. La température moyenne est de 17,7 °C et les précipitations moyennes atteignent 1474 mm par an, réparties sur 6 mois (saison chaude).

Les forêts de *tapia* représentent les derniers vestiges de la végétation forestière primaire à Arivonimamo (3). Elles se présentent sous la forme de forêt claire dominées par le *tapia* ou *U. bojeri*. A cette formation forestière naturelle s'ajoutent des forêts de reboisement d'*Eucalyptus* spp. et de *Pinus* spp., qui ont pour vocation de remplacer la

forêt de *tapia* dans leur rôle de production de bois d'énergie.

Récolte des données

Afin d'atteindre l'objectif assigné à l'étude, une carte forestière d'Arivonimamo (Figure 2), élaborée antérieurement, a constitué un document de base. Dans ce dernier, la forêt a été stratifiée en deux types: forêt peu dégradée formant la forêt de référence et forêt dégradée. La forêt de *tapia* est une formation végétale endémique dont la structure actuelle est liée à l'exploitation humaine (17). Par conséquent, sa stratification en termes de dégradation s'est limitée en deux types de forêt.

Parallèlement, la concertation avec la population locale a permis de confirmer l'existence de ces deux types de forêt: d'une part, la forêt dégradée regroupant les espaces forestiers dans lesquels les activités humaines sont fréquentes; et d'autre part, la forêt de référence qui est formée par une forêt dans laquelle l'exploitation par les riverains est considérée comme négligeable.

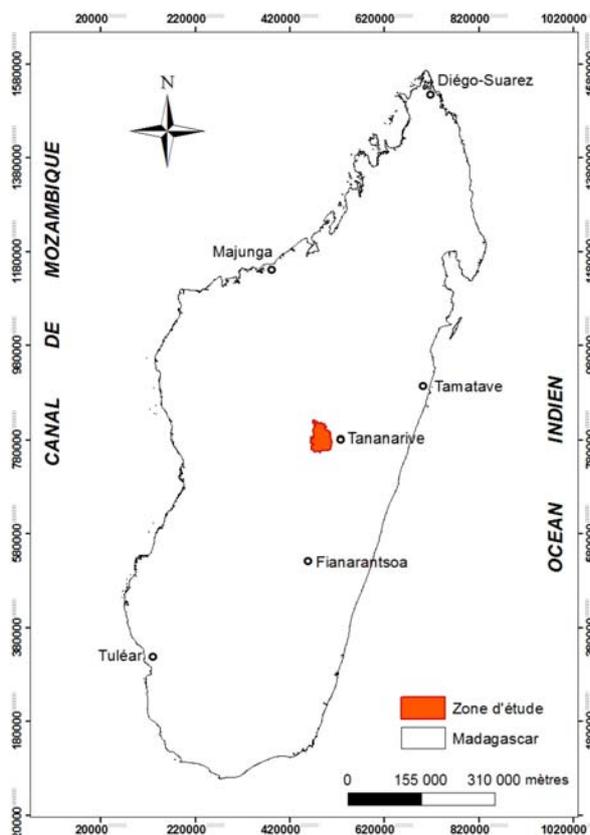


Figure 1: Localisation de la commune d'Arivonimamo. Elle se situe au cœur de Madagascar. Projection utilisée: Laborde Madagascar, ellipsoïde international 1924. (Source: Foiben-Taosarintanin'i Madagasikara, <http://www.ftm.mg/index.htm> - # FTM 1: 500 000).

La récolte des données s'est basée sur un inventaire forestier d'un site de 28,59 km² formé par les *fokontany* d'Ankalalahana, d'Amby et de Kianjamarina (Figure 2). L'échantillonnage a été effectué au moyen de transects subdivisés en parcelles carrées contiguës de 10 m de côté. Huit transects ont été implantés par type de forêt. La longueur d'un transect est variable, selon la disponibilité de la forêt (Figure 3). Cependant, la longueur totale des divers transects a été de 1500 m par type de forêt, soit à une surface de 1,5 ha.

L'inventaire a consisté à mesurer le diamètre à hauteur de poitrine (dhp) soit à 1,30 m du sol, la hauteur totale des arbres (individu ayant un dhp ≥ 5 cm) ainsi que la distance au plus proche voisin. Pour le comptage de la régénération naturelle et des autres espèces du sous-bois, quatre petites placettes carrées de 4 m² (2 m x 2 m) ont été délimitées dans les quatre coins de la grande placette de 100 m². La régénération est l'ensemble des ligneux (semis naturels, rejets de souche et drageons) ayant un diamètre à hauteur de poitrine inférieur à 5 cm et un diamètre au collet supérieur ou égal à 1 cm. Les autres espèces de sous-bois ont été également inventoriées. La densité relative du sous-bois au niveau de la grande placette a été également évaluée. Pour cette estimation relative, un encodage a été utilisé: 1= absent (0%); 2= peu (<35%); 3= moyen (entre 35 et 70%); 4= important (>70% de recouvrement du sol).

Traitement des données

Les données d'inventaire récoltées ont été traitées à travers l'analyse sylvicole. L'analyse sylvicole a été axée sur la structure forestière (composition, abondance, surface terrière, distribution des diamètres et des hauteurs, relation hauteur/diamètre), et l'étude du sous-bois (composition et abondance).

Afin de tester les hypothèses de travail, plusieurs tests statistiques ont été utilisés, entre autres le test *U* de Mann-Whitney pour la comparaison de moyennes de façon non-paramétrique, le test *t* de Student pour la comparaison de pentes des deux droites générées par une régression linéaire du diamètre sur la hauteur totale de chaque individu de *tapia*, et le test χ^2 pour la comparaison de distributions de fréquence. Par ailleurs, la méthode du plus proche voisin via l'indice *R* de Clark et Evans (6) a été utilisée dans la caractérisation de la distribution spatiale de la strate arborée. La significativité de l'éloignement par rapport à la distribution aléatoire a été appréhendée à travers le calcul de la déviation standard normale.

Résultats

Strate arborée

Les inventaires forestiers effectués dans les deux types de forêt d'Arivonimamo ont permis de recenser trois espèces dans la strate arborée, à savoir *Uapaca bojeri* Baill. (Phyllantaceae), *Eucalyptus robusta* Smith (Myrtaceae), *Pinus kesiya* Royle ex Gordon (Pinaceae). *U. bojeri* présente un pourcentage élevé atteignant 99% (1810 sur 1830 arbres inventoriés dans les deux types de 1,5 ha chacun).

D'après le tableau 1, la densité des arbres dans la forêt de référence est supérieure à celle de la forêt dégradée. La différence s'observe au niveau de la densité d'*U. bojeri*, l'espèce la plus dominante. Les autres espèces apparaissent négligeables en densité. Les écart-types sont élevés pour les deux densités ce qui traduit une forte variabilité interne de l'abondance des arbres tant dans le site de référence que celui dégradé. Par ailleurs, le diamètre moyen des arbres est relativement élevé au sein de la forêt de référence. Cette différence est liée au mode de distribution des arbres par classe de diamètre. En effet, une différence significative est observée entre les distributions des diamètres pour les deux forêts échantillonnées ($\chi^2=32,26$; $p<0,05$).

Selon la figure 4a, la forêt dégradée présente une abondance de tiges plus élevée que celle de la forêt de référence, notamment au niveau des tiges de petit diamètre (entre 5 et 10 cm). La différence en abondance de tiges s'observe nettement à partir des arbres ayant un diamètre supérieur ou égal à 15 cm. En outre, la surface terrière est significativement plus élevée au sein de la forêt de référence comparée à celle de la forêt dégradée. Egalement, les distributions des surfaces terrières ne sont pas identiques ($\chi^2=11,51$; $p<0,05$) dans les deux types de forêt (Figure 4b). Les classes de diamètre favorisant la plus forte participation au recouvrement basal total de la forêt de référence sont celles de [15-20] et [20-25] donnant une forme de cloche à la distribution (distribution normale) ; cependant celles de la forêt dégradée comprennent les classes de petits diamètres inférieurs à 20 cm.

Quant à la hauteur moyenne des arbres, la forêt de référence présente une hauteur moyenne significativement plus élevée par rapport à celle de la forêt dégradée. Par ailleurs, la structure des hauteurs des deux types de forêts (Figure 4c) dénote une tendance à deux strates au niveau de la forêt de référence, à savoir une strate supérieure composée d'arbres ayant une hauteur totale de

plus de 8 m, et une strate moyenne de 2 à 8 m de hauteur.

Par contre, la forêt dégradée est constituée seulement d'une seule strate, environ 95% des arbres ne dépassant pas la hauteur de 8 m.

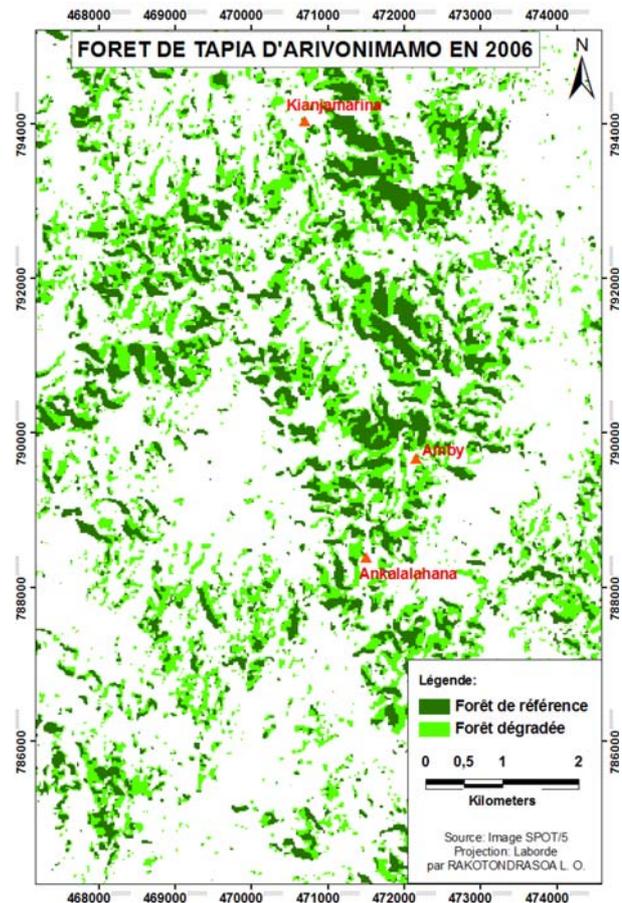


Figure 2: Carte forestière d'Arivonimamo en 2006. Projection utilisée: Laborde Madagascar, ellipsoïde international 1924. (Source : Image SPOT 5 datée de 2006).

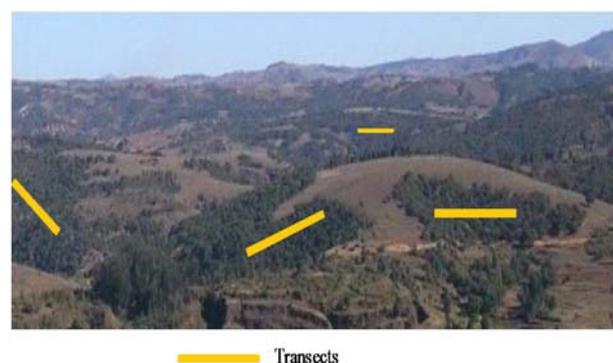


Figure 3: Implantation des transects d'inventaire dans la forêt de *tapia*. Photo prise à Arivonimamo ; la forêt est fragmentée en de petits lambeaux.

Tableau 1
Caractéristiques structurales des peuplements de *tapia* de la forêt de référence et de la forêt dégradée d'Arivonimamo.

	Forêt de référence	Forêt dégradée	Comparaison
	(moyenne ± écart-type)	(moyenne ± écart-type)	(test <i>U</i>)
Nombre de placettes inventoriées (<i>N</i>)	150	150	---
<i>U. bojeri</i> (pieds/ha)	648 ± 266	559 ± 237	p<0,01
<i>E. robusta</i> (pieds/ha)	3 ± 2	5 ± 2	NS
<i>P. kesiya</i> (pieds/ha)	2 ± 1	3 ± 2	NS
Densité (pieds/ha)	653 ± 254	567 ± 209	p<0,01
Diamètre moyen (cm)	15,52 ± 6,17	13,69 ± 6,44	p<0,01
Surface terrière (m ² /ha)	14,14 ± 6,14	10,43 ± 7,09	p<0,01
Hauteur moyenne (m)	5,57 ± 1,94	4,63 ± 1,77	p<0,01
Distance du plus proche voisin (m)	1,99 ± 1,36	1,55 ± 1,21	p<0,01

Les résultats sont basés sur les relevés effectués sur 150 placettes de 100 m² par type. La dernière colonne représente les résultats des tests *U* de comparaison de moyennes de Mann-Whitney. Il n'y a pas de différence significative (NS) entre les deux moyennes comparées si p>0,05.

Le test χ^2 a affiché un résultat traduisant la significativité de la différence des deux distributions par classe de hauteur des deux forêts étudiées ($\chi^2=32,26$; p<0,001).

La régression linéaire « diamètre-hauteur » des arbres pour les deux types de forêt de *tapia* est présentée à la figure 5. Les deux régressions ont affiché des valeurs similaires pour le coefficient de détermination ($R^2\approx 0,52$) ainsi que pour les coefficients de corrélation de Pearson ($r\approx 0,72$). En outre, le résultat du test t de Student ($t=3,20$; p<0,001) montre que la différence entre les deux pentes est hautement significative. La droite appartenant à la forêt dégradée présente une pente plus faible. Autrement dit, pour un même diamètre, un arbre inventorié dans la forêt de référence est plus haut que celui de la forêt dégradée. Cette situation peut être causée par différents facteurs, entre autres le tempérament d'*U. bojeri* qui est une espèce héliophile. Avec une faible densité, la concurrence pour la luminosité n'est pas très poussée au sein de la forêt dégradée comparé à celle de la forêt de référence.

Les indices *R* de Clark et Evans calculés pour les deux types de forêt sont inférieurs à 1, respectivement de 0,72 et de 0,54. Les distributions d'*U. bojeri* sont donc agrégées tant au sein de la forêt de référence qu'au sein de la forêt dégradée.

Ces agrégations sont significatives selon les valeurs des déviations standard, qui sont supérieures à 1,96; respectivement de 9,04 et de 12,42 pour la forêt de référence et pour la forêt dégradée. Or, d'après le tableau 1, une différence

significative est observée au niveau des moyennes de la distance du plus proche voisin des arbres des deux forêts étudiées. Malgré le fait que la densité soit plus faible au sein de la forêt dégradée, les arbres y sont plus agrégés comparé à ceux de la forêt de référence. Les profils structuraux (Figure 6) permettent de visualiser l'agrégation des arbres dans la forêt de *tapia*. Ils illustrent également l'existence d'une tendance à deux strates au niveau de la forêt de référence et par une seule strate dans la forêt dégradée, comme déjà présenté dans la figure 4c.

Sous-bois

Les trois espèces inventoriées dans la strate arborée (*U. bojeri*, *E. robusta*, *P. kesiya*) ont été également recensées dans la régénération naturelle. Cette dernière est dominée par *U. bojeri*, espèce principale de la strate supérieure. Les abondances de la régénération naturelle sont significativement différentes au sein des deux types de forêt. La forêt dégradée présente une densité en régénération naturelle plus élevée (tableau 2).

La composition floristique du sous-bois est identique dans les deux forêts étudiées : 29 espèces ont été recensées. Tant au sein de la forêt de référence qu'au sein de la forêt dégradée, plus de 90% des individus inventoriés sont formés par les espèces suivantes: *Helichrysum rusillonii* Hocr. (Asteraceae), *Aphloia theiformis* (Vahl) Benn. (Aphloiaceae), *Leptolaena pauciflora* Baker (Sarcolaenaceae), *Psychotria retiphlebia* Baker (Rubiaceae), *Kotschyia strigosa* (Benth.) Dewit & P.A.Duvign. (Leguminoseae), *Erica* sp. (ex-Philippia

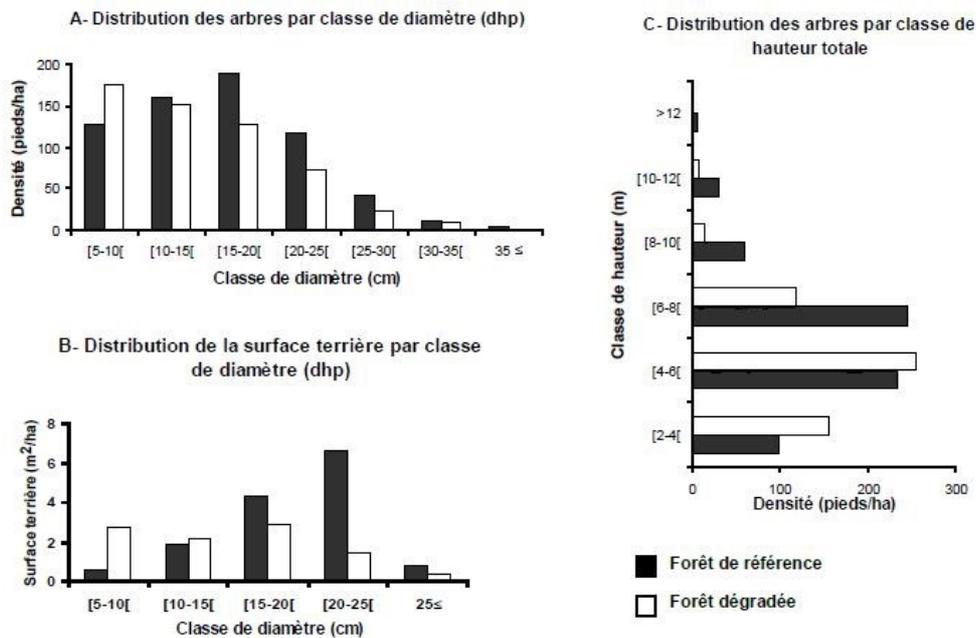


Figure 4: Structures horizontales et verticales de la forêt de référence et de la forêt dégradée d'Arivonimamo. Les figures sont issues des données récoltées dans 150 placettes de 100 m² par type. Les espèces inventoriées sont formées majoritairement de *tapia* ou *U. bojeri*.

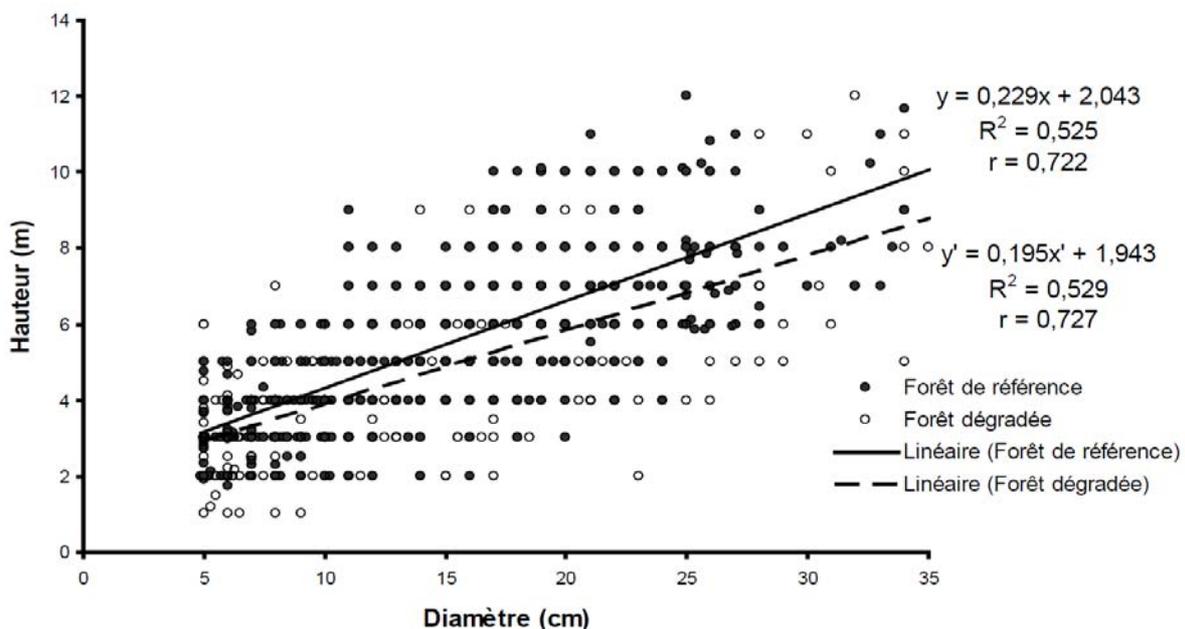


Figure 5: Courbes de régression linéaire « diamètre-hauteur » d'*U. bojeri* au sein de la forêt dégradée et de la forêt de référence d'Arivonimamo. Les données utilisées proviennent des relevés effectués sur 700 individus d'*U. bojeri* par type.

sp.) (Ericaceae). Les estimations faites sur la densité du sous-bois, testées par le test *U* de Mann-Whitney ($p < 0,01$), ont montré que la forêt de référence présente un sous-bois peu abondant comparé à la forêt dégradée. En outre, la

comparaison des abondances des espèces principales du sous-bois (Figure 7) entre les deux forêts étudiées a montré que *Aphloia theiformis* et *Psychotria retiphlebia* présentent une même abondance ($p > 0,05$); la forêt de référence présente

Tableau 2
Abondance de la régénération naturelle des deux types de *tapia* à Arivonimamo.

Densité (tiges/ha)	Forêt de référence (moyenne ± écart-type)	Forêt dégradée (moyenne ± écart-type)	Significativité (test U)
Nombre de placettes inventoriées (N)	600	600	---
<i>U. bojeri</i>	565 ± 460	742 ± 623	p<0,01
<i>E. robusta</i>	4 ± 3	6 ± 4	NS
<i>P. kesiya</i>	11 ± 3	15 ± 5	NS
Total	580 ± 254	763 ± 209	p<0,01

Les résultats sont basés sur les relevés effectués sur 600 placettes de 4 m² par type. La dernière colonne représente les résultats des tests U de comparaison de moyennes de Mann-Whitney. Il n'y a pas de différence significative (NS) entre les deux moyennes comparées si p>0,05.

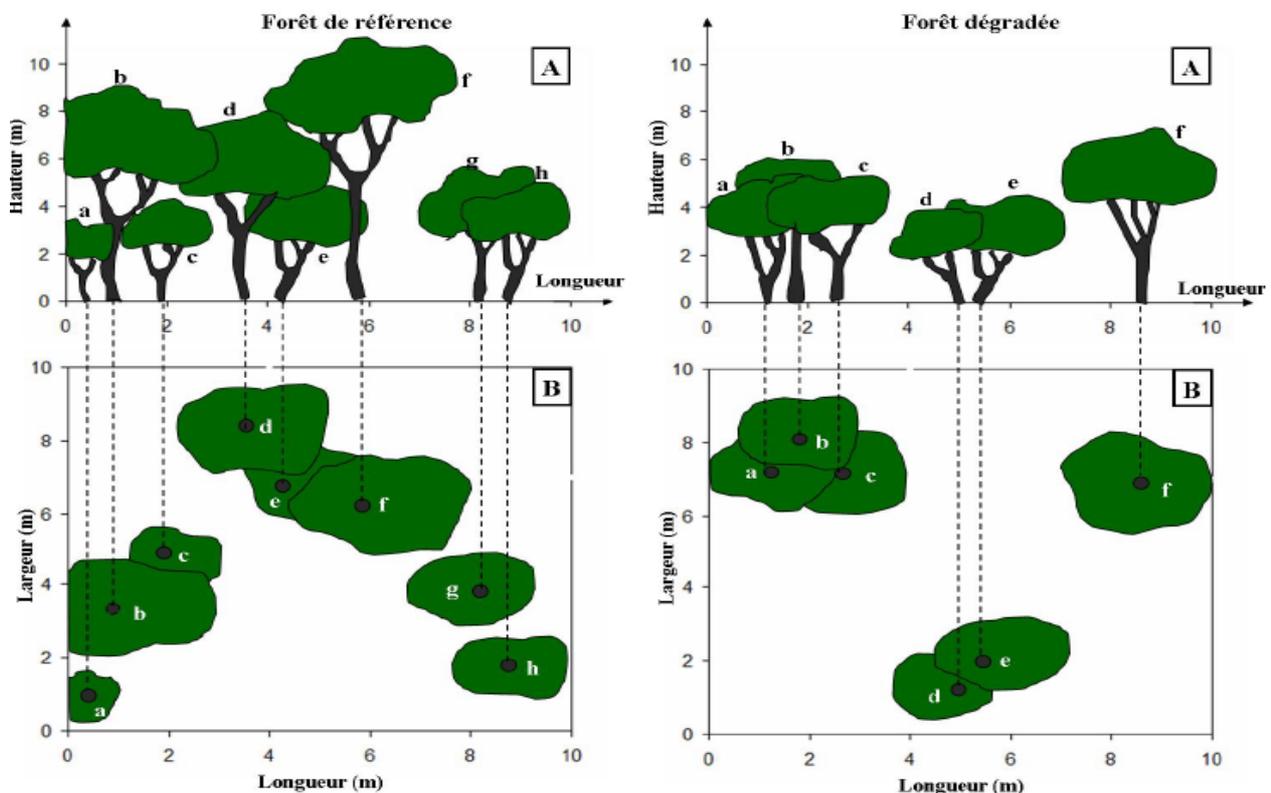


Figure 6: Profils structureaux de la forêt de *tapia* de référence et de la forêt dégradée d'Arivonimamo. Les espèces inventoriées sont formées par *U. bojeri*. Les schémas A représentent les vues de profil d'une placette de 10 x 10 m. Les projections (schémas B) montrent l'agrégation des *U. bojeri*.

une abondance plus élevée de *Helichrysum rusillonii* et de *Kotschya strigosa* (p<0,01); *Leptolaena pauciflora* et *Erica* sp. sont plus abondants au sein de la forêt dégradée (p<0,01).

Discussion

La présente recherche s'est basée sur la comparaison de deux types de forêt de *tapia* d'Arivonimamo: une forêt de référence vs. une forêt

dégradée. Cette subdivision en deux types semble appropriée pour une telle étude, car les forêts de *tapia* sont des formations ouvertes. Ces forêts font partie des rares exceptions de forêt naturelle des hautes terres malgaches (3). En effet, elles sont considérées comme un des exemples terrifiants des conséquences de la déforestation des hauts plateaux malgaches (16). Subséquemment, la stratification de la forêt de *tapia* en plusieurs types (plus que deux) en termes de dégradation n'a pas

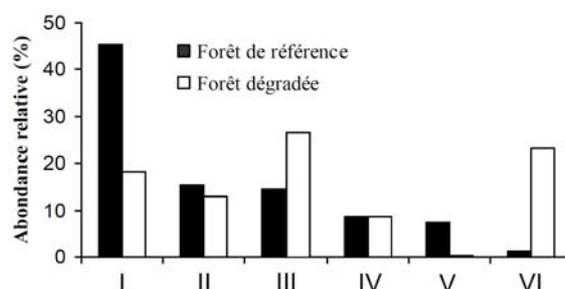


Figure 7: Comparaison des espèces abondantes du sous-bois au sein de la forêt de référence et de la forêt dégradée d'Arivonimamo. Les résultats sont basés sur les relevés effectués sur 600 placettes de 4 m² par type. I : *Helichrysum rusillonii* ; II : *Aphloia theiformis* ; III : *Leptolaena pauciflora* ; IV : *Psychotria retiphlebia* ; V : *Kotschya strigosa* ; VI : *Erica* sp.

été évidente. La strate arborée dans les deux types est quasi monospécifique, composée majoritairement d' *U. bojeri*. Avant l'intervention humaine, *U. bojeri* n'était qu'une parmi les diverses essences qui composent la forêt dense sclérophylle (9).

Par ailleurs, la présence d'*Eucalyptus robusta* et de *Pinus kesiya*, espèces de tempérament héliophile à croissance rapide, y sont notées. Ces plantations satisfont aux enjeux de production de bois de chauffe (5). Cependant, ces espèces introduites ont la capacité de changer les micro-habitats y compris la qualité du sol, pouvant défavoriser les espèces endémiques (17).

Pour le Col de Tapia de Madagascar (zone située au sud de la capitale entre Antsirabe et Ambositra), la densité des arbres est de 941 pieds/ha pour la forêt dense et 597 pieds/ha pour la forêt claire (17). Les résultats issus de cette recherche, respectivement 648 pieds/ha et 559 pieds/ha pour la forêt de référence et la forêt dégradée, se rapprochent de ceux trouvés par Rakotoniaina (23), dans la même zone d'étude, à savoir 660 pieds/ha pour la forêt dense et 555 pieds/ha pour la forêt moyennement dense. La forêt dégradée présente une densité d'arbres significativement inférieure comparée à celle de la forêt de référence. Les fortes pressions anthropiques rencontrées dans la forêt dégradée, telle la production excessive de bois d'énergie (24), entraînent la réduction drastique du peuplement (30). Les diamètres moyens de *tapia* de la forêt de référence et de la forêt dégradée, respectivement de 15,5 et de 13,6 cm sont plus élevés que ceux trouvés dans d'autres forêts claires en Afrique, comme par exemple la forêt du parc national de Oti-Ke'ran au Nord-Togo qui a un diamètre moyen de 13,1 cm (1).

Cependant, la hauteur moyenne de la forêt de *tapia* est relativement basse comparée à celle trouvée au

même site de comparaison, c'est-à-dire, au sein de la forêt claire du Nord-Togo, qui est de $9,97 \pm 5,20$ m (1). En outre, des différences significatives ont été observées entre les deux forêts sur le diamètre moyen et la hauteur moyenne des arbres. Etant en relation avec le diamètre des arbres, la surface terrière de la forêt de référence est relativement élevée par rapport à celle de la forêt dégradée. En effet, une réduction de la surface terrière est attendue au sein de zones très dégradées (28). Les facteurs qui influencent les caractéristiques forestières incluent les conditions naturelles (pluviosité, types de sols) et les perturbations anthropiques (feux de brousse, pâturage, coupe sélective d'arbres) (33). Par ailleurs, les surfaces terrières obtenues dans cette étude sont comprises dans la gamme de valeurs correspondant à une savane boisée (5 m²/ha et 15 m²/ha) selon la classification des formations végétales effectuée par Malaisse (18). Les peuplements de *tapia* ont été parcourus fréquemment par les feux de brousse (32) et se présentent sous-forme d'une forêt claire ou savane boisée (24).

L'estimation du développement d'un peuplement au fil du temps repose sur des données de relation entre hauteur et diamètre (31). Dans cette recherche, les régressions linéaires ont permis d'établir une relation entre les variables diamètre et hauteur. Cependant, les valeurs du coefficient de détermination sont plutôt médiocres; il existe donc d'autres facteurs qui influent sur les hauteurs des arbres, notamment des facteurs abiotiques (type de sol, pente, etc.). En outre, les droites de régression des deux forêts étudiées présentent une différence significative. Une pente plus forte est observée au sein de la forêt de référence, traduisant que pour un même diamètre, il présente un arbre plus haut que celui de la forêt dégradée. Effectivement, le caractère héliophile des *tapia* (13) engendre une compétition au sein de la forêt plus dense. Or, il a été démontré auparavant que la forêt dégradée

présente une densité plus faible, subséquemment la compétition y est plus faible; les hauteurs des *tapia* y sont moins élevées comparées à celles de la forêt de référence. Une distribution agrégée des arbres est observée au sein des deux forêts.

Dans ses études, Guillaumet (13) a mis en évidence également le caractère fortement grégaire des *U. bojeri*. Les processus de régénération des arbres peuvent être influencés par certains facteurs tels que le mode de dissémination, la viabilité, la dormance et la prédation des semences (7). La régénération d'*U. bojeri* se fait surtout par germination des graines, mais accessoirement aussi par rejet de souche (9). Cependant, la distance moyenne du plus proche voisin est différente dans les deux types de forêt. Les arbres sont plus agrégés au sein de la forêt dégradée, suite aux coupes sélectives des pieds isolés, par ailleurs fréquemment plus épais. L'abondance de la régénération de la forêt de *tapia* d'Arivonimamo (580 individus pour la forêt de référence et 763 individus pour la forêt dégradée) est relativement faible comparée à celles du Col de Tapia qui sont respectivement de 12.059 et 8.813 individus pour la forêt dense et la forêt claire (17). Les feux répétés dans la région peuvent être à l'origine de cette situation. Les forêts claires sont régulièrement parcourues par des feux de brousse (1). Les hauts plateaux font partie des zones les plus touchées par les feux de brousse à Madagascar (19). Bien que *U. bojeri* soit une espèce pyrophyte, les feux répétitifs peuvent détruire les arbres et diminuent leur capacité de régénération (10). Le double effet combiné des feux et du pâturage induit une mortalité très élevée, compromettant sérieusement le recrutement des espèces dans le peuplement (27). Il est à souligner que pour la régénération du Col de Tapia; 61% des jeunes tiges sont des rejets de souche, 24% sont issus de drageonnement et 15% seulement sont issus de la germination des graines (17). Le sous-bois et la régénération naturelle d'*U. bojeri* sont plus abondants au sein de la forêt dégradée. La mise en lumière provoquée par l'exploitation aurait favorisé le développement des semis et du sous-bois.

Toutes les espèces relevées au sein du sous-bois

se trouvent intégralement dans les inventaires de Guillaumet (13) relatifs aux plantes associées à l'habitat de la forêt sclérophylle de montagne à Madagascar, telles qu'*Aphloia theiformis* et *Psychotria retiphlebia*. Ces deux dernières espèces présentent une même abondance dans les deux types de forêt. Ce sont des espèces endémiques qui accompagnent très souvent *U. bojeri*. Les deux espèces, *Helichrysum rusillonii* et *Kotschya strigosa*, sont plus abondantes au sein de la forêt de référence que de la forêt dégradée. Cette situation peut être liée au fort développement des deux espèces *Leptolaena pauciflora* et *Erica* sp. au niveau de la forêt dégradée. *Leptolaena pauciflora* et *Erica* sp. sont spécifiques aux sols pauvres, s'installant après le passage de feux (24), ce qui est le cas de la forêt dégradée.

Conclusion

La présente étude a fourni en premier lieu une connaissance de la flore et des caractéristiques structurales de la forêt de *tapia*, formation végétale endémique de Madagascar. Cette dernière est dominée par *U. bojeri*, la distribution des ligneux y étant agrégée. La recherche a également permis d'identifier les indicateurs de dégradation de la forêt de *tapia*, à savoir la densité, le diamètre moyen, la hauteur moyenne, la relation diamètre-hauteur et la distance du plus proche voisin des arbres. Pour ces paramètres, la forêt de référence présente des valeurs plus élevées comparées à celles de la forêt dégradée. La régénération naturelle et le sous-bois sont plus denses au sein de la forêt dégradée, à cause de l'ouverture de la canopée. Les espèces de sous-bois recensées sont principalement des espèces acidophiles bien représentées en forêt secondaire et en savane. Une forte abondance de *Leptolaena* sp. et *Erica* sp. indique une dégradation plus marquée de la forêt. Ces indicateurs de dégradation constituent des données de base qui permettront par la suite de formuler des directives et des outils techniques pour contribuer à évaluer et à surveiller la dégradation de la forêt de *tapia*.

Remerciements

Cette recherche a été financée par le projet PIC GeVaBo (CUD).

Références bibliographiques

1. Adjonou K., Bellefontaine R. & Kokou K., 2009, Les forêts claires du Parc national Oti-Kéran au Nord-Togo: structure, dynamique et impacts des modifications climatiques récentes. *Sécheresse*, **20**, 1-10.
2. Al-amin M., Alamgir M. & Bhuiyan M., 2005, Structural composition based on diameter and height class distribution of deforested area of Chittagong Bangladesh. *Journal of Applied Sciences*, **5**, 227-231.
3. Barale C., 2010, Madagascar: protection et reboisement de *tapia* dans la région d'Itasy. *Planète Urgence* (France), <http://www.infosdelaplanete.org> du 03-08-2010.
4. Blanc-Pamard C. & Rakoto Ramiarantsoa H., 2003,

- L'Afrique. Vulnérabilité et défis. Nantes: Editions du temps, 354-376.
5. Chaix G. & Ramamonjisoa L., 2001, Production de semences pour les reboisements malgaches. Bois et Forêts des Tropiques, **269**, 49-63.
 6. Clarks P.J. & Evans C.F., 1954, Distance to Nearest Neighbor as a Measure of Spatial Relationships in Populations. Ecology, **35**, 445-453.
 7. Condit R., Ashton P.S. & Baker P., 2000, Spatial Patterns in the Distribution of Tropical Tree Species. Science, **288**, 1414-8.
 8. FAO, 2009, Situation des forêts du monde 2009, Organisations des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome.
 9. Gade D.W., 1985, Savanna Woodland, fire, protein and silk in highland Madagascar. Journal of Ethnobiology, **5**, 109-122.
 10. Gade D.W., 1996, Deforestation and its effects in highlands Madagascar. Mountain Research and Development, **16**, 101-116.
 11. Gautier L. & Goodman S.M., 2003, Introduction to the flora of Madagascar in The Natural History of Madagascar, ed. S.M. Goodman & J.P. Benstead, 229-250. Chicago, IL, USA: University of Chicago Press.
 12. Groupe des Spécialistes des Plantes de Madagascar, 2011, Liste rouge des plantes vasculaires endémiques de Madagascar.
 13. Guillaumet J.L., 1983, Forests and mountain thickets of Malagasy. Candollea, **38**, 481-502.
 14. Harper G.J., Steininger M.K., Tucker C.J., Juhn D. & Hawkins F., 2007, Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. Environmental Conservation, **34**, 325-333.
 15. Hubbell S.P., Foster R.B., O'Brien S.T., Harms K.E., Condit R., Wechsler B., Wright S.J. & Loo De Lao S., 1999, Light-gap disturbances, recruitment limitation and tree diversity in a neotropical forest. Science, **283**, 554-557.
 16. Klein J., 2002, Deforestation in the Madagascar Highlands – Established 'truth' and scientific uncertainty. GeoJournal, **56**, 191-199.
 17. Kull A.C., Ratsirarson J. & Randriamboavonjy G., 2005, Les forêts de tapia des hautes terres malgaches. Terre Malgache, **24**, 22-58.
 18. Malaisse F., 1982, Comparison of the woody structure in a regressive zambesian succession: dry evergreen forest – open forest – wooded savana (Luiswishi, Shaba, Zaire). Geo-Eco-Trop. **6**, 309-350.
 19. Ministère de l'Environnement, des Eaux et Forêts & Agence japonaise de Coopération Internationale, 2003. Manuel sur la lutte contre les feux de végétation: compilation du savoir-faire actuel, Antananarivo, Madagascar.
 20. Office National pour l'Environnement, 2003, Les problèmes environnementaux de Madagascar, les contraintes au niveau du milieu naturel. Antananarivo, Madagascar.
 21. Rajoelison L.G., Rakoto Ratsimba H., Rakotomalala L., Rakotondrasoa L.O., Randrianirina M. & Ratovo O., 2009, Inventaire de biomasse dans les forêts de tapia Régions Itasy (Miarinarivo) et Amoron'i mania (Ambatofinandrahana)- Antananarivo, Madagascar.
 22. Rakotondrasoa O.L., Malaisse F., Rajoelison G.L., Razafimanantsoa T.M., Rabearisoa M.R., Ramamonjisoa B.S., Raminosoa N., Verheggen F.J., Poncelet M., Haubruge E. & Bogaert J., 2012. La forêt de tapia, écosystème endémique de Madagascar: écologie, fonctions, causes de dégradation et de transformation (synthèse bibliographique). Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement, **16**, 541-552.
 23. Rakotoniaina N.S., 2010, Vers une démarche de gestion durable des ressources de la forêt sclérophylle de moyenne altitude d'Arivonimamo II-Madagascar, Thèse de doctorat, Ecole Supérieure des Sciences Agronomiques, Université d'Antananarivo, Madagascar.
 24. Rakoto-Ramiarantsoa H., 1995, Clair de la terre, œil de l'eau: paysanneries et recompositions des campagnes en Imerina (Madagascar). Thèse de doctorat, Université Paris X-Nanterre.
 25. Ramohavelo D.C., 2009, Stratégies villageoises pour la gestion des paysages forestiers du Menabe Central, Madagascar, Thèse de doctorat, Faculté Environnement naturel, Architectural et Construit, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne.
 26. Randrianarisoa A., Raharinaivosoa E. & Kollf H.H., 2008, Des effets de la gestion forestière par les communautés locales de base à Madagascar: cas d'Arivonimamo et de Merikanjaka dans les hautes terres malgaches. Workshop on Forest Governance & Decentralization in Africa. Durban, South Africa.
 27. Sawadogo L., Nygard R. & Pallo F., 2002, Effects of livestock and prescribed fire on coppice growth after selective cutting of Sudanian savannah in Burkina Faso. Annals of Forest Science, **59**, 185-95.
 28. Scharnweber T., Rietschel M. & Manthey M., 2007, Degradation stages of the Hyrcanian forests in southern Azerbaijan. Naturschutz und Landschaftsforschung, **46**, 133-156.
 29. Simula M., 2009, Vers une définition de la dégradation des forêts: analyse comparative des définitions existantes. Programme d'évaluation des ressources forestières. Document de travail 154. Rome, Italie.
 30. Slik J.W.F. & Eichhorn K.A.O., 2003, Fire survival of lowland tropical rain forest trees in relation to stem diameter and topographic. Oecologia, **37**, 446-455.
 31. Temesgen H. & Gadow K.V., 2004, Generalized height-diameter models an application for major tree species in complex stands of interior British Columbia. European Journal of Forest Research, **123**, 45-51.
 32. Vignal Z., 1963, Les phénomènes de météorologie dynamique et la disparition des formations forestières malgaches d'altitude. Bois et Forêts de Tropiques, **89**, 31-35.
 33. Zida D., 2007, Impact of Forest Management Regimes on Ligneous Regeneration in the Sudanian Savanna of Burkina Faso. PhD Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forest Sciences. Acta Universitatis Agriculturae Sueciae, Umea, Sweden.

The Spatial Footprint of the Non-Ferrous Mining Industry in Lubumbashi

I. Vranken^{1,2*}, Y.M. Amisi³, F.K. Munyemba⁴, I. Bamba², F. Veroustraete⁵, M. Visser² & J. Bogaert¹

Keywords : Copper Belt- Katanga- Atmospheric deposits- Landscape metrics- Perception- Kevin Lynch

Mots clés : Arc cuprifère- Katanga- Dépôts atmosphériques- Indices de structure spatiale- Perception- Kevin Lynch

Summary

In the south-eastern part of the Katanga Province (Democratic Republic of the Congo), high concentrations of copper and cobalt are found in the soils of the well-known "Copper Belt". Due to dominant south-eastern winds, the metallurgical industry in Lubumbashi has been the source of spatially concentrated atmospheric deposits of non-ferrous metal particles and associated substances in a cone-shaped zone, situated north-west of the metal processing site. The existence of this zone has been evidenced using two different techniques: firstly, by means of landscape metric comparisons of the vegetation and bare soil patterns in two study areas, one inside the pollution cone and one outside; secondly, by means of the city perception theory developed by Kevin Lynch. Higher fragmentation and lower vegetation presence were observed inside the pollution cone, reflecting the negative impact of the atmospheric deposits. Those differences were higher for sites closer to the emission source. Lynch's approach outlined the negative impact of diverse industrial plants on the perception of the local population. Six pollution districts and several contaminated paths, limits, nodes and polluting landmarks were identified. Citizens even recognize them as part of the collective image of the city.

Résumé

Empreinte spatiale de l'industrie minière non ferreuse à Lubumbashi

Dans le sud-est du Katanga (République Démocratique du Congo), de hautes concentrations de cuivre et cobalt sont présentes dans les sols de l'Arc cuprifère. Suite à des vents dominants des secteurs sud-est, l'industrie métallurgique à Lubumbashi a été la source de dépôts atmosphériques de métaux non ferreux et substances associées, concentrés en une zone en forme de cône au nord-ouest de l'usine. L'existence de ce cône a été démontrée par deux techniques: premièrement, au moyen de comparaisons d'indices de structure spatiale de la végétation et des sols nus; et ensuite avec la théorie de la perception urbaine développée par Kevin Lynch. Une fragmentation plus importante et une présence plus faible de végétation ont été observées dans le cône de pollution, ce qui reflète l'impact négatif des dépôts atmosphériques. Ces différences étaient plus élevées pour les sites plus proches de la source d'émission. L'approche de Lynch a mis en évidence l'impact négatif de plusieurs usines sur la perception de la population locale. Six quartiers de pollution et plusieurs voies, limites et nœuds contaminés ainsi que des points de repères polluants ont été identifiés. Les citoyens les reconnaissent même comme partie intégrante de l'image collective de la ville.

Introduction

Soil contamination by atmospheric deposits of non-ferrous metals has been described for ecosystems worldwide (5, 15, 34, 38). In the south-eastern part

of the Katanga Province (Democratic Republic of the Congo), high concentrations of copper and cobalt are present in the soils of the well-known "Copper Belt" (14). This zone has been a place of intensive mining in the colonial period itself (until

1 Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.

2 Université Libre de Bruxelles, Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique.

3 Université de Lubumbashi, Faculté des Sciences, Lubumbashi, R.D. Congo.

4 Université de Lubumbashi, Faculté des Sciences Agronomiques, Lubumbashi, R.D. Congo.

5 Flemish Institute for Technological Research, Atmospheric Processes and Remote Sensing Unit, Mol, Belgium.

* Auteur correspondant : Email : ivranken@ulg.ac.be

1960) and afterwards, when mining activities and pyrometallurgic industry were continued by the Gécamines Company (4).

The analysis of landscape patterns is justified by the pattern/process paradigm, a central hypothesis in landscape ecology (37) linking emerging patterns to underlying processes. Landscapes close to metal processing sites generally display a distinct pattern of scattered vegetation patches embedded in a matrix of bare soil (19, 26). Due to the dominant south-eastern winds, the metallurgic industry in Lubumbashi, capital of the Katangese Copper Belt, has been the source of spatially concentrated atmospheric deposits of non-ferrous metal particles and associated substances in a cone-shaped zone or "pollution cone", situated north-west of the metal processing site and characterised by degraded vegetation (11, 20, 24). At the landscape level, the footprint of this long-term metal processing activity should therefore be detectable as a zone with higher vegetation fragmentation and higher bare soil presence. Unfortunately, this footprint, and hence the existence of the pollution cone, has not yet been evidenced using landscape metrics (8). Therefore, this paper compares the patterns of vegetation and bare soil of two oppositely placed study areas, one inside the pollution cone and one outside.

According to Kevin Lynch (23), environmental perception or legibility is central for every living creature capable of motion because perception determines the way they exploit their environment to subsist, depending on their movements across the landscape. Features leading to stronger images for citizens (high "imageability") then form the urban system, the analysis of which should be at the base of urban design (23). Industrial landscapes are an issue of concern when a perceptive approach is applied since industrial residues may spread far beyond the industrial infrastructure itself, e.g., bare soils resulting from vegetation degradation due to environmental contamination (3, 23, 29). The application of the Kevin Lynch theory (23) is considered complementary to the aforementioned analysis based on landscape metrics, and is hence the second objective of this paper. Evidencing the ecological footprint of the non-ferrous mining industry is considered crucial to confront local decision makers with the negative impact of metallurgic industry within an urban context.

Material and Methods

Landscape metrics

A map of Lubumbashi containing four land cover

classes (vegetation, bare soil, built-up, water) based on a Quickbird image of 2005 was used (27, 28); spatial resolution was set to 40 m to fit the recommended 30-100 m resolution range (32) for pattern analysis. Two regions of interest (ROI) of 79 km² were defined and compared, one inside the pollution cone, situated north-west of the emission source, i.e. inside the deposit range (18) and one outside the pollution cone, situated south-east of the emission source (Figure 1). Each ROI was divided in three subzones of 13 km², 26 km² and 52 km² (with the smallest subzone closest to the emission source) in order to enable the detection of the influence of spatial scale. Total area, number of patches, average patch size and area of the largest patch of the vegetation and bare soil classes were calculated and noted as a_v , n_v , \bar{a}_v , $a_{max,v}$ and a_s , n_s , \bar{a}_s , $a_{max,s}$ respectively.

To avoid any influence of the absolute areas of vegetation and bare soil on pattern measurement and to exclude non-pollution related differences between the zones, two ratios were calculated to compare the relative presence of vegetation and bare soil. R_1 (Equation I) expresses the dominance of vegetation over bare soil ($R_1 > 1$) or the dominance of bare soil over vegetation ($R_1 < 1$):

$$R_1 = \frac{a_v}{a_s} \quad (I)$$

R_1 is expected to be lower inside than outside the pollution cone because of the higher presence of bare soils due to toxic deposits.

Secondly, R_2 (Equation II) compares the average patch sizes of both classes:

$$R_2 = \frac{\bar{a}_v}{\bar{a}_s} \quad (II)$$

R_2 is expected to be lower inside the pollution cone and higher outside because of the supposed higher vegetation fragmentation in the cone.

The fragmentation degree of both land cover types was also measured by the index of the largest patch (7) expressing the dominance (%) of the largest patch [D_v for vegetation (Equation III), D_s for bare soil (Equation IV)] inside its class:

$$D_v = \frac{a_{max,v}}{a_v} \quad (III)$$

$$D_s = \frac{a_{max,s}}{a_s} \quad (IV)$$

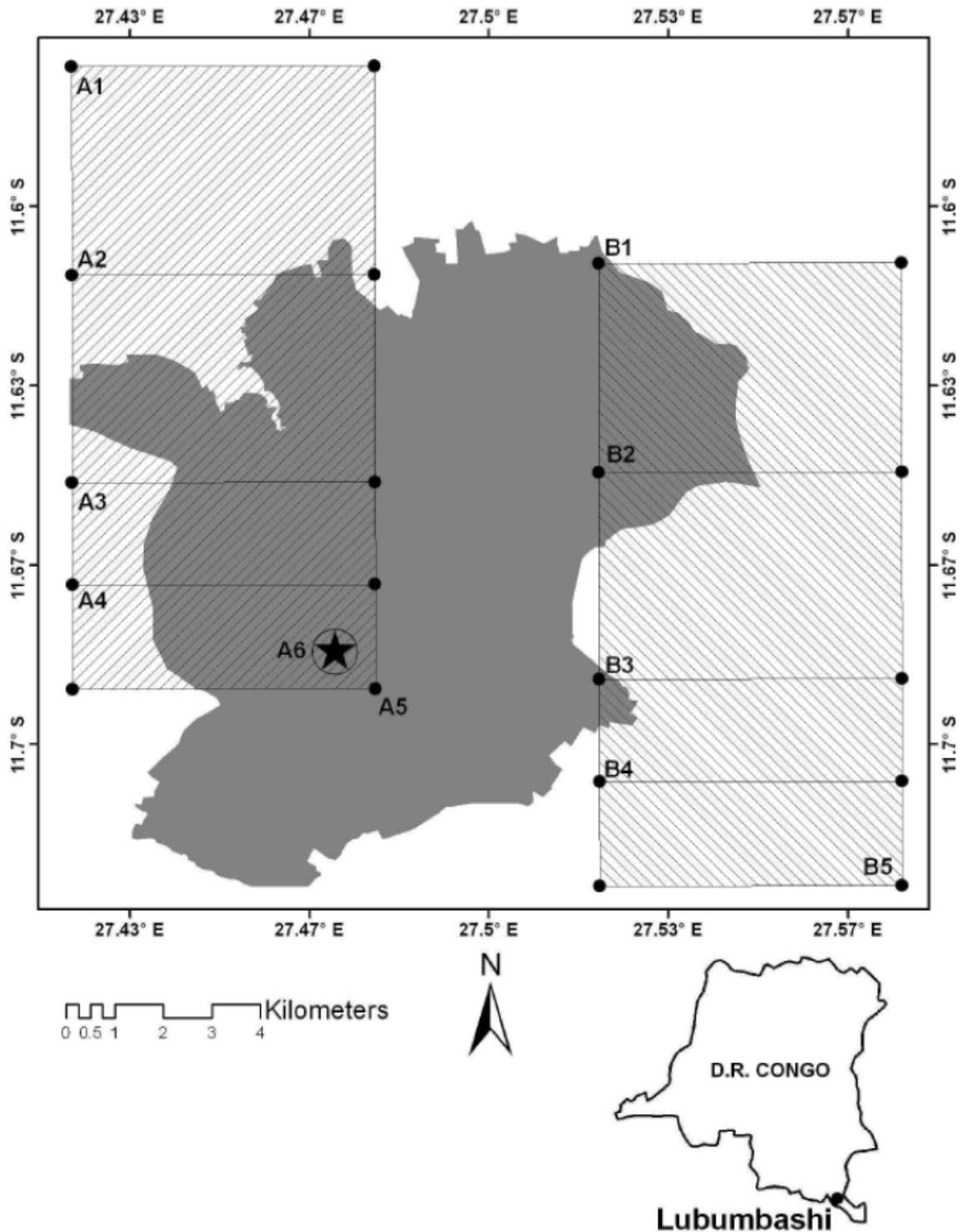


Figure 1: Map of the two study areas in Lubumbashi situated oppositely of the emission source (Gécamines smelter), indicated by a star symbol (A6). Each study area of 79 km² (rectangles A1/A5 respectively B1/B5) contains three subzones of 13 km² (rectangles A4/A5 respectively B4/B5), 26 km² (rectangles A3/A5 respectively B3/B5) and 52 km² (rectangles A2/A5 respectively B2/B5). As a consequence of the prevailing south-eastern winds, the pollution cone is expected to be situated north-west of the emission source. The grey zone indicates the central part of Lubumbashi, including the following municipalities: Katuba, Kampemba, Lubumbashi, Kamalondo, Kenya and Ruashi.

D_v was expected to be higher outside the pollution cone and D_s was expected to be higher inside the pollution cone.

Perception analysis

In order to analyse the “imageability” and legibility of the city, cognitive cartography was realised. The study was carried out in 2007 and inscribed inside the agglomeration of Lubumbashi according to perceived limits empirically defined during field prospecting (1). Two different methods were used, the first approach consisted of the identification of the structuring elements composing the city images: edges, paths, nodes, landmarks and quarters (23, 40).

Point edges (1, 2) have also been added to adapt the theory of Lynch (23) to developing countries, where cities are less frequently limited by easily identifiable boulevards and where certain landmarks can be considered as edges. By walking, cycling or driving across the city, the presence, visibility, and interrelations between the structuring elements have been examined by four trained experts. Their observations are considered as repetitions of the observations made by a single person and hence form the “map of the observer” (2). The second approach consisted of interviewing one hundred citizens. Sample size was verified using a saturation-accumulation curve (data not shown) in order to test whether all relevant elements had been cited. The point at which this curve, representing number of elements vs. number of individuals interviewed, levels off is accepted to correspond to the minimum sample size required (3, 16). To avoid any bias due to the interviewing sequence, 99 randomisations of this sequence were produced using the EstimateS software, which generated accumulation curves for each element with a 95% confidence limit (12).

Citizens were firstly asked general questions about the image evoked by Lubumbashi. Consequently, they were requested to describe the paths they usually took to walk across the town, and put this into words as if they had to explain it to a someone not familiar with Lubumbashi. This method allows an identification of the city elements from a citizen’s point of view and the affect he associates with them. Secondly, pictures of representative elements of Lubumbashi, including metallurgic infrastructures or sites close to them where shown. The people interviewed were asked to describe their feelings about the metallurgic industry in their city, and were requested to identify which of the six aforementioned structuring elements allowed to recognize such sites and their environmental

impact. All cited elements were used to compose a map forming the collective image of the city.

The map of the observer and the collective map were compared using the Sørensen similarity index S_s (17, 21, 36) (Equation V):

$$S_s = \frac{2a}{2a+b+c} \times 100 \quad (V)$$

with a the number of elements present in both maps, and b and c the number of elements mentioned in only one of both maps. A chorema (10) combining the elements linked to the mining industry and characterised by environmental impact from both collective and observer’s maps was also produced to highlight the negative impact of the mining industry on the town and to compare it with the aforementioned spatial statistic approach (3, 10, 28).

Results

Landscape metrics

Inside and outside the pollution cone, a dominance of vegetation over bare soil ($R_1 > 1$) was observed, but this dominance was higher outside ($R_1 \approx 3.5$) the pollution cone than inside ($R_1 \approx 2$), as expected (Figure 2a). The average patch area of vegetation was found to be higher than the average patch area of bare soil both inside and outside the pollution cone ($R_2 > 1$; Figure 2b), but the difference was more pronounced outside ($R_2 \approx 13$) than inside the pollution cone ($R_2 \approx 5$).

Hence, vegetation patches are actually smaller inside the cone than outside. The relative positions of the curves representing the fragmentation metrics (Figures 2a,b) confirm that vegetation cover is less fragmented outside the pollution cone than inside; analogously, bare soil is less fragmented inside the pollution cone than outside. The metric curves with respect to the inside and outside of the cone come closer to each other as the study zone extents increase. Hence, the differences between vegetation and bare soil patterns decrease when considering larger study zones, including areas located further away from the emission source (28, 39).

Perception analysis

Accumulation curves (data not shown), showed that after 45 interviews all city structuring elements had been cited (1, 2, 39). No significant elements have consequently been ignored.

Comparison of the elements composing the

observer's map with those composing the collective map evidences a high similarity (Table 1) when compared to Lynch (23). The perceived elements which could be linked to the negative (visual) impact of mining (in both the observer's and the collective maps) have been represented on a synthetic chorema (10) (Figure 3).

Each of the six elements composing the image of the city was reported as environmentally altered by the mining industry. The map clearly identifies the

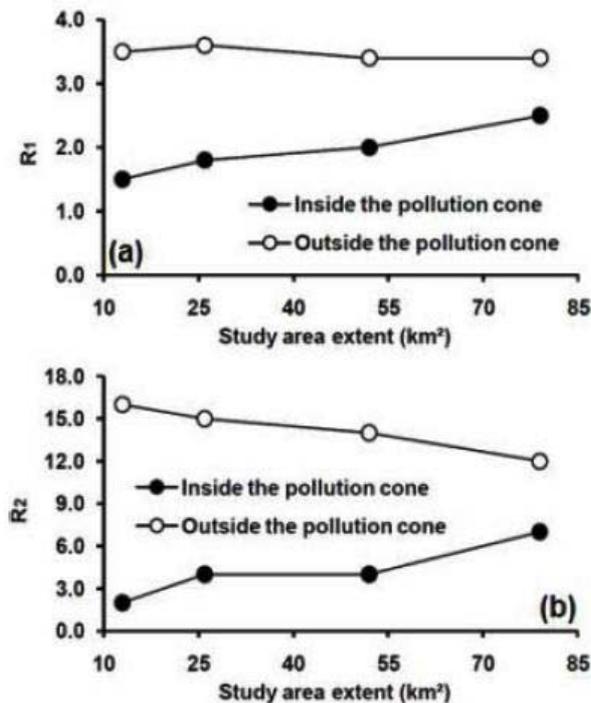


Figure 2: Pattern analysis of vegetation and bare soil by means of landscape metrics in Lubumbashi. Two study areas are compared, one situated inside the pollution cone, one situated outside. (a) Dominance of vegetation or bare soil in the study areas as measured by the ratio of the area of the vegetation to the area of bare soil (R_1). (b) Comparison of the average patch area between vegetation and bare soil by means of the ratio R_2 .

pollution cone linked to the activity of the Gécamines industry, and more recently the STL plant, situated on the same site. Nevertheless, it also shows that many other mining companies installed in the periphery of the town induce perceived environmental impacts. In the northern part of the city, recent industries, i.e. South China Mining, Zong Hang, Zhong Hua, Cota Mining, Ngapura Mining, Huachim Society, Congo Loyal and Congo Julian were cited. In the eastern part, Ruashi mining is situated in the centre of a large mining district. Other industrial plants were also mentioned, situated between the railway and the Naviundu River: Chemaf, STVD, Ciment Kat and Exaco. Even if most of those recent industries only occupy the peripheral zone of the city, their impact is also mentioned in the city centre, notably through the citation of transportation axes and rivers which were reported to be contaminated by these mining activities; the embankment areas of two out of five rivers (Naviundu and Lubumbashi) were also reported as polluted. Polluted drinking water was mentioned in the interviews as well. Decantation pools and fumes were denoted as pollution sources. The presence of bare soils and metallophyte vegetation were frequently cited as consequences of those polluting activities. Next to the different metallurgic plants from which the city originated, contamination and pollution are nowadays part of the image of the city of Lubumbashi.

Discussion

Higher vegetation presence and lower fragmentation outside than inside the pollution cone confirmed our hypothesis. This is consistent with observations from soil science and botany carried out in the area, though their extent could not be made as large as those in this study for logistic reasons. Indeed, higher copper and cobalt concentrations were found in surface horizons of

Table 1
Number of elements composing the image of Lubumbashi, for the trained investigators (observer) and the interviewed citizens (collective). S_s : Sørensen coefficient of similarity between both maps.

		Edges	Point edges	Paths	Nodes	Landmarks	Districts	Total
Observer	elements (number)	10	7	65	54	45	19	200
Collective	elements (number)	8	5	63	52	49	19	196
Common	elements (number)	7	5	59	44	40	19	174
S_s	(%)	77.8	83.3	92.2	83.0	84.9	100.0	87.9

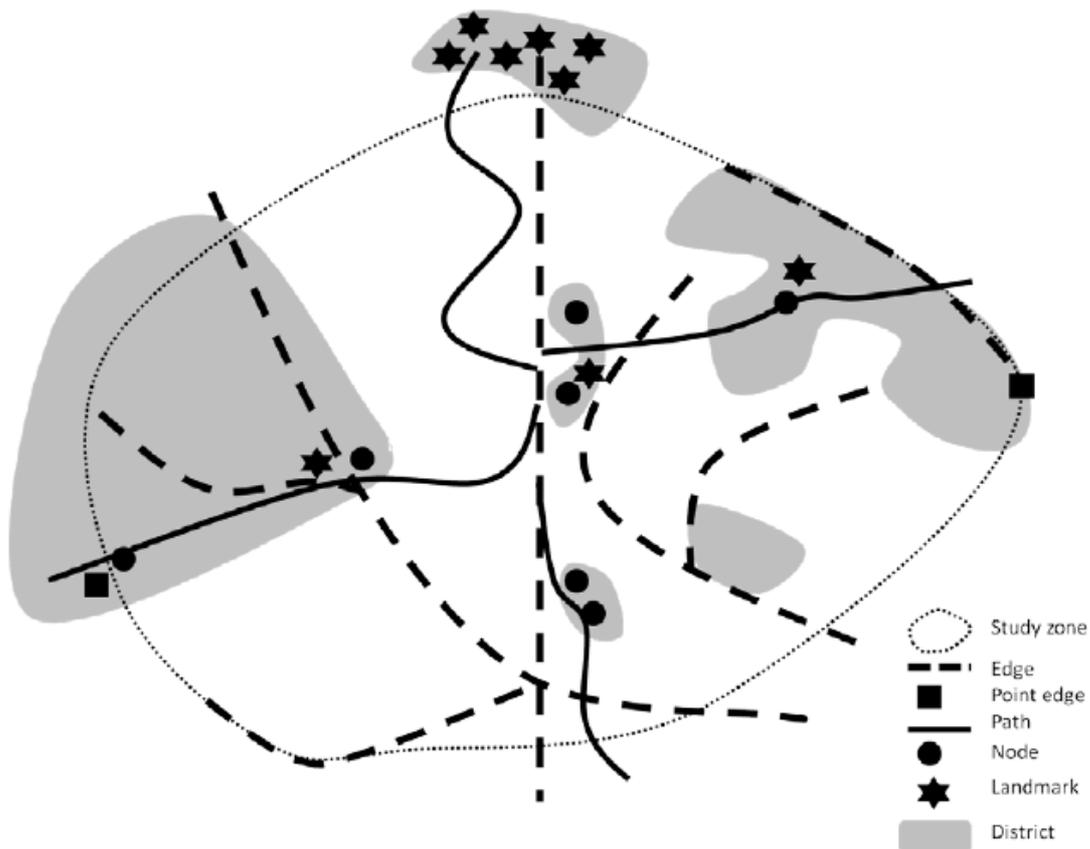


Figure 3: Chorema of the perceived negative impacts of mining and industry in Lubumbashi (synthesis of observers' and collective maps). Each of the six elements composing the city has been represented according to its association with perceived environmental impacts related to mining and/or metallurgic industry. Edges are contaminated main roads or rivers, point edges being industrial plants. Landmarks are also industrial buildings or plants. Paths correspond to the main roads to mining sites. Nodes are often mining sites connected to paths related to pollution. Districts are mainly characterised by contamination, deforestation, bare soils and metallophyte vegetation. Northern zone: district of recently developed industries such as South China Mining, Zong Hang, Zhong Hua, Cota Mining, Ngapura Mining, Huachim Society, Congo Loyal and Congo Julian. Eastern zone: district with Ruashi mining zone and metal processing factories. Central zone, situated in between the railway (West) and the Naviundu River (East): districts marked by presence of Chemaf, STVD, Ciment Kat, and Exaco. Western zone: Gecamines and STL industrial plants with their pollution cones.

soils (35) and land cover changes have been observed over time, replacing miombo with savannah, metalliferous grass species, and bare soils for the extreme contamination cases (11, 20, 22, 24, 25, 35). When both study zones are enlarged, they appear to become more similar. This may be understood because the area extensions are situated further away from the emission source and are less influenced by atmospheric deposits. This tends to confirm that vegetation is affected by those deposits, as vegetation cover increases when deposit amounts and densities decrease with distance. Furthermore, pattern change with changing extent is common in large scale ecological studies since pattern features have been found to appear or disappear with

changing spatial scales (6, 13).

The differences observed between the maps composed by trained observers, on one hand, and the collective maps, on the other hand, are assumed to be originating from differences in instruction level between local populations and experienced investigators (1, 2). Since the social contrast between rich and poor citizens is generally larger in developing countries compared to developed ones (40), a lower similarity could be expected, as evidenced by this study. Indeed, mobility, or "motility", i.e. the ability to move across a city, using different means of transportation, or to find one's way on maps, is reported higher for upper social levels, having higher so-called "socio-

spatial” competences (9, 33).

The current study shows that Kevin Lynch's urban picturesque analysis methods are applicable to developing countries as well when slightly adapted. New concepts like point limits have been introduced to enable this, but the method remains sufficiently general to apply elsewhere as well. A major critique on Lynch's work was the small number of interviewed individuals to establish cognitive representations of the city (23). To avoid this drawback, Kevin Lynch suggested a huge census, which would have been harsh to conduct. Therefore, the accumulation curve method used in the current study allows to compose a complete collective image of the city and, at the same time, with a limited sample size (1, 2). It is also interesting to note that, although mining zones and roads were also perceived as major structuring elements of the town itself and of its development (1, 2, 39), they were also perceived as highly polluted.

Conclusion

Landscape analysis using pattern metrics confirms the hypothesis that, due to prevailing south-eastern winds, higher concentrations of non-ferrous metal particles have been deposited north-west of the Gécamines metal processing site, causing lower relative vegetation presence and higher vegetation

fragmentation. The area and cost-efficiency of remote sensing and pattern analysis, complementary to specific on-site investigation, is also highlighted in this study, as previous small-extent botanical or soil studies, though abounding in this sense for years, have not been able, till now, to evidence the very presence of a uniform and large pollution cone downwind of the Gécamines plant. Still, its depth and widths remain to be defined. Application of Kevin Lynch's methodology taught that (industrial) mining activities largely influence the image of the city, also outside the pollution cone. The location of new mining and metal processing activities in what is currently the city periphery, will not solve the problem, since urban sprawl due to population growth will establish new contact areas between habitat and industry (30, 31).

Evidencing the existence as well as the ecological and human impacts of the pollution cone is crucial in convincing local decision makers of the negative impact of metallurgic industry in urban living conditions and perception.

Acknowledgements

This research was supported by the PIC REMEDLU (CUD). I. Vranken is a research assistant of the FNRS, Belgium.

Literature

- Amisi M.Y., 2007, Perception et cartographie de Lubumbashi selon la méthode de Kevin Lynch, Master dissertation, Sciences Agronomiques, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, 60 p.
- Amisi M.Y., 2008, Applicabilité de la théorie de perception de Kevin Lynch à une ville du tiers monde, Annales de la Faculté des Sciences Agronomiques de Lubumbashi, 1, 71-77.
- Amisi M.Y., 2010, Perception de l'impact des activités minières au Katanga. Analyse par l'application de la théorie paysagère de Kevin Lynch, Ph. D. dissertation, Faculté des Sciences, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, 340 p.
- Banza C.L.N., Nawrot T.S., Haufroid V., Decree S., De Putter T., Smolders E., Kabyla B.I., Lubuya O.N., Ilunga A.N., Mutombo A.M. & Nemery B., 2009, High human exposure to cobalt and other metals in Katanga, a mining area of Democratic Republic of Congo, Environmental Resources, **109**, 745-752.
- Barcan V.S. & Kovnatsky E.F., 1998, Soil surface geochemical anomaly around the copper-nickel metallurgical smelter, Water Air Soil Pollution, **103**, 197-218.
- Benson J.B. & Mackenzie M.D., 1995, Effects of sensor spatial resolution on landscape structure parameters, Landscape ecology, **10**, 113-120.
- Bogaert J., Zhou L. & Tucker C.J. et al., 2002, Evidence for a persistent and extensive greening trend in Eurasia inferred from satellite vegetation index data. Journal of Geophysical Research, **107**, D11, ACL 4-1-ACL 4-14.
- Bogaert J. & Hong S.-K., 2004, Landscape ecology: monitoring landscape dynamics using spatial pattern metrics. In: S.-K. Hong, J.A. Lee, B.-S. Ihm, A. Farina, Y. Son, E.-S. Kim, J.C. Choe (editors), Ecological issues in a changing world: status, response and strategy, Kluwer academic publishers, Dordrecht, pp. 109-131.
- Bret B., 2009, Interpréter les inégalités socio-spatiales à la lumière de la théorie de la justice de John Rawls, Annales de Géographie, **1**, 16-34.
- Brunet R., 1980, La composition des modèles dans l'analyse spatiale, L'Espace Géographique, **4**, 252-265.
- Chapelier A., 1957, Elisabethville. Essai de géographie urbaine, Académie Royale des Sciences Coloniales, Duculot, Gembloux, 168 p.
- Colwell R.K., 2009, EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples, Version 8.2, User's guide and application published at: <http://purl.oclc.org/estimates>.
- Farina A., 1998, Principles and methods in landscape ecology, Springer, Heidelberg, 235 pp.
- Faucon M.P., 2009, Ecologie et biologie de la conservation des métallophytes. Le cas de *Crepidiorhodon perennis* et *C. tenuis* (Scrophulariaceae) des sols cupro-cobaltifères du Katanga, Ph.D. dissertation, Université Libre de Bruxelles, Brussels, 220 p.
- Ginocchio R., 2000, Effects of a copper smelter on a grassland community in the Puchuncavi Valley, Chile, Chemosphere, **41**, 15-23.
- Horn H.S., 1993, Biodiversity in the backyard, Scientific American, **268**, 150-152.
- Jaccard P., 1900, Contribution au problème de l'immigration post-glaciaire de la flore alpine, Bulletin de la Société vaudoise des Sciences Naturelles, **39**, 87-130.
- Koptsik S.N. & Koptsik G.N., 2001, Soil pollution patterns in terrestrial ecosystems of the Kola peninsula, Russia. In: D.E. Stott, R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (editors), Sustaining the Global Farm. 10th International Soil Conservation Organisation Meeting, 22-25 May 2001, Purdue, pp. 212-216.
- Kozlov M.V. & Zvereva E.L., 2007, Industrial barrens: extreme

20. Leblanc M. & Malaisse F., 1978, Lubumbashi: un écosystème urbain tropical, Centre international de sémiologie, UNAZA, Lubumbashi, 166 p.
21. Legendre L. & Legendre, P., 1979, Ecologie numérique: la structure des données écologiques, Les presses de l'Université du Québec, Vol. 2, pp. 1-49.
22. Leteinturier B., Baker A.J.M. & Malaisse F., 1999, Early stages of natural revegetation of metalliferous mine workings in south central Africa: a preliminary survey, Biotechnologies, Agronomie, Société, Environnement, 3, 28-41.
23. Lynch K., 1960, The image of the city, The M.I.T. press, Cambridge, 194 p.
24. Malaisse F., 1997, Se nourrir en forêt claire africaine. Approche écologique et nutritionnelle, Presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, 384 p.
25. Mbenza M., Aloni K. & Muteb M., 1989, Quelques considérations sur la pollution de l'air à Lubumbashi (Shaba, Zaire), Geo-Eco-Trop, 13, 113-125.
26. Montgomery C.W., 2003, Environmental Geology, Mc Grow Hill companies, inc., Columbus, pp. 306-310.
27. Munyemba K.F., Bamba I., Kabulu D.J., Amisi M.Y., Veroustraete F., ngongo L.M. & Bogaert J., 2008, Occupation des sols dans le cône de pollution à Lubumbashi. Annales de la Faculté des Sciences Agronomiques, 1, 19-25.
28. Munyemba F.K., 2010, Quantification et modélisation de la dynamique paysagère dans la région de Lubumbashi: évaluation de l'impact écologique des dépositions issues de la pyrométallurgie, Ph. D. dissertation, Faculté des Sciences Agronomiques, Université de Lubumbashi, Lubumbashi, 284 p.
29. Neuray G., 1982, Des paysages: pour qui ? Pourquoi ? Comment ?, Presses agronomiques de Gembloux, Gembloux, 589 p.
30. Nkuku C. & Rémon M., 2006, Stratégies de survie à Lubumbashi
31. Nzuzi L., 1991, Urbanisation, industrialisation et hiérarchie urbaine dans le Shaba (Zaire). In: J. Beaujeu-Garnier, B. Dezert (editors), La grande ville, enjeu du XXIème siècle, Presses universitaires de France, Paris, pp. 127-145.
32. O'Neill R.V., Riitters K.H., Wickham J.D. & Jones K.B., 1999, Landscape pattern metrics and regional assessment, Ecosystem Health, 5, 225-233.
33. Orfeuil J.-P., 2004, Transports, pauvretés, exclusions : pouvoir bouger pour s'en sortir, Aube, La Tour d'Aigues, 181 p.
34. Raven P.H., Evert R.F., Eichhorn S.E., 2000, Biologie végétale, De Boeck université, 944 p.
35. Shutcha M.N., Muemba M.M., Faucon M.P., Luhembwe M.N., Visser M., Colinet G. & Meerts P., 2010, Phytostabilisation of copper-contaminated soil in Katanga: an experiment with three native grasses and two amendments, International Journal of Phytoremediation, 12, 616-632.
36. Sørensen T., 1948, A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content. Biologiske skrifter kongelige Danske videnskabernes selskab, 4, 1-34.
37. Turner M.G., 1989, Landscape ecology: the effect of pattern on process, Annual Review of Ecology and Systematics, 20, 171-197.
38. Vangronsveld J., Vanassche F. & Clijsters H., 1995, Reclamation of a bare industrial-area contaminated by non ferrous metals: *in situ* metal immobilization and revegetation, Environmental Pollution, 87, 51-59.
39. Vranken I., 2010, Pollution et contamination des sols aux métaux lourds dues à l'industrie métallurgique à Lubumbashi: Empreinte écologique, impact paysager, pistes de gestion, Master dissertation, Université Libre de Bruxelles, Brussels, 118 p.
40. World Bank, 2005, Development indicators: economy, available online at <http://devdata.worldbank.org/wdi2005/Cover.htm&title=BanqueMondiale%2CIndicateurs2005>

Diversité et distribution d'abondances des plantes d'un écosystème protégé dans un paysage anthropisé: cas de la Réserve Naturelle Forestière de Bururi, Burundi

F. Havyarimana^{1,2,3*}, M.-J. Bigendako², T. Masharabu², F. Bangirinama⁴, J. Lejoly⁵, Y.S.S. Barima⁶, C. De Cannière¹ & J. Bogaert³

Mots clés: Indice de diversité- Modèles de distribution d'abondances- Réserve Naturelle Forestière de Bururi- Crête Congo-Nil

Keywords: Diversity index- Abundance distribution model- Bururi Forest Nature Reserve- Congo-Nile Crest

Résumé

Une étude sur la diversité et la distribution d'abondances des plantes a été menée dans la Réserve Naturelle Forestière de Bururi (RNFB) au Burundi afin de renforcer la conservation des espèces végétales. La RNFB est un écosystème forestier se trouvant dans une matrice anthropisée, à proximité de la ville de Bururi et des villages agricoles. C'est une tache forestière résultant de la fragmentation d'une grande forêt qui, jadis, occupait toute la Crête Congo-Nil. Cette étude vise à tester l'hypothèse selon laquelle la distribution d'abondances des espèces végétales des forêts conservées serait conforme à la distribution log normale, indiquant ainsi que les espèces sont équitablement réparties dans cet écosystème. Ce modèle de distribution s'observe généralement dans les écosystèmes stables au sein desquels la compétition interspécifique est moins importante. La distribution d'abondances observée a été comparée aux modèles log normale, log série et bâton brisé. Parmi les espèces végétales inventoriées, six d'entre elles sont menacées de disparition au Burundi. La distribution d'abondances observée est conforme au modèle log série qui montre l'existence de perturbations qui influenceraient la distribution d'abondances des espèces de la RNFB bien que cet écosystème soit protégé.

Summary

Plant Diversity and Abundance Distribution of a Protected Ecosystem in an Anthropogenic Landscape: the Case of the Bururi Natural Forest Reserve, Burundi

A study on plant species diversity and abundance distribution has been conducted in the Bururi Natural Forest Reserve (BNFR) in Burundi in order to improve species conservation. The BNFR is an ecosystem embedded in an anthropogenic matrix, close to Bururi city and to agricultural lands. It is a forest patch resulting from the fragmentation of a larger forest that once occupied the entire Congo-Nile Crest. This study tested the hypothesis according to which the plant species abundance distribution in conserved forests corresponds to a log normal distribution, indicating that species are regularly distributed in the ecosystem. This distribution model is generally observed in stable ecosystems in which inter-specific competition is considered less important. The observed abundance distribution of the plant species was therefore compared to a log normal, a log series and a broken stick distribution model. Six of the plant species recorded in this study are considered threatened in Burundi. The observed plant species abundance distribution was found similar to the log series model which suggests the impact of disturbance on the abundance distribution despite the status of the BNFR of protected ecosystem in an anthropogenic landscape.

1 Université Libre de Bruxelles, Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique.

2 Université du Burundi, Faculté des Sciences, Département de Biologie, Bujumbura, Burundi.

3 Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.

4 Ecole Normale Supérieure, Bujumbura, Burundi.

5 Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences, Laboratoire d'Ecologie Végétale et Biogéochimie, Bruxelles, Belgique.

6 Université Jean Lorougnon Guédé, Unité de Formation et de Recherche en Environnement, Daloa, Côte d'Ivoire.

* Auteur correspondant: Email : fhavyari@ulb.ac.be

Introduction

La forte perturbation des paysages est considérée comme l'un des principaux facteurs de perte de la biodiversité au niveau régional ou global (32). Certaines espèces peuvent tolérer ou même profiter des dégradations dues à l'homme, mais pour beaucoup d'autres, même une perturbation anthropique très limitée peut conduire à leur extinction (54). Seules les zones protégées des pressions anthropiques peuvent permettre la conservation de ces espèces vulnérables. D'après Hansson et Angelstam (21), les zones prioritaires pour la conservation sont généralement des zones de grande biodiversité, des zones hébergeant des espèces menacées ou des biotopes ayant des caractéristiques particulières. Pour les écologues du paysage, la structure spatiale joue un rôle important dans l'identification d'une zone de conservation (53). Les petites taches résultant de la fragmentation ne parviennent pas à assurer le maintien des populations (11) à cause de leur isolement (32). Ces effets négatifs de la fragmentation se manifestent beaucoup (plus) en région tropicale (11).

Les forêts tropicales sont menacées par la déforestation surtout dans les zones aux populations les plus denses (30) à la recherche des terres encore fertiles (7). En Afrique Centrale et dans la région des Grands Lacs, la déforestation s'est intensifiée suite à la migration des peuples bantous et des populations nilotiques à cause de leurs activités agro-pastorales (46). Au Burundi, les études palynologiques ont montré que la déforestation aurait débuté il y a 4000 ans (5). Suite à la pression anthropique, la forêt qui occupait la Crête Congo-Nil, jadis continue (19), ne comprend actuellement que des taches forestières dont la forêt de Bururi (4). Le rôle de la perturbation sur la richesse floristique reste un thème central en écologie (51) et son effet est fonction de son intensité et de sa fréquence (14). Cette perturbation affecte souvent l'abondance des espèces et la composition floristique du milieu (3). Une perturbation modérée permet la coexistence de plusieurs espèces, favorisant ainsi l'accroissement de la diversité (18). Cette augmentation de la diversité permet d'accroître la stabilité du système par le biais des interactions entre les populations constituant le peuplement (42). La détermination de la diversité spécifique constitue ainsi un moyen efficace pour identifier des stratégies de conservation des espèces et des écosystèmes (41).

En général, les méthodes d'analyse de la biodiversité utilisent des informations sur le nombre

d'espèces ainsi que l'abondance relative de chaque espèce (20). L'étude statistique de l'abondance des espèces d'un écosystème permet de mieux décrire leur diversité que l'utilisation d'un seul indice quel que soit son degré d'élaboration (42). De nombreux écologues ont essayé d'ajuster les distributions d'abondances des espèces à des fonctions mathématiques (13). Cette démarche a non seulement pour objectif de quantifier les abondances des espèces, mais aussi de décrire leurs relations, et tester ainsi les hypothèses avancées pour expliquer l'organisation des communautés écologiques (33). Les modèles mathématiques utilisés pour décrire l'organisation quantitative de l'abondance des espèces permettent donc de traduire les relations fonctionnelles entre les espèces (44) car ils rendent compte du partage des ressources entre les espèces du même habitat (33).

La présente étude vise à tester l'hypothèse selon laquelle la distribution d'abondances des espèces des forêts conservées serait conforme au modèle de distribution log normale indiquant ainsi que les espèces sont équitablement réparties au sein de l'écosystème (2, 35). Ce modèle est en effet le plus largement rencontré dans la plupart des communautés (36) et s'observe généralement dans les écosystèmes stables au sein desquels la compétition interspécifique est moins importante (25). Il a été depuis longtemps le plus utilisé comme hypothèse nulle pour déterminer le modèle de distribution d'abondances des espèces (34). Plusieurs auteurs (22, 23, 39) s'accordent sur le fait que les modèles de distribution d'abondances peuvent être utilisés pour détecter une perturbation des écosystèmes forestiers tropicaux ou tempérés. D'après ces auteurs, les espèces des écosystèmes non perturbés ont des abondances caractérisées par une distribution log normale alors que celles des écosystèmes perturbés sont caractérisées par une distribution d'abondances log série. Une autre approche de détection des perturbations d'un écosystème est liée à la forme de vie de ses espèces végétales. Selon Grime (18), les phanérophyles domineraient les milieux moins perturbés alors que les milieux stressant seraient colonisés en grande partie par les chaméphytes.

La présente étude a pour objectifs de déterminer (i) la diversité floristique à travers la diversité des espèces et de leurs formes de vie, (ii) leur modèle de distribution d'abondances (iii) et les paramètres environnementaux régissant la distribution des espèces végétales dans la Réserve Naturelle Forestière de Bururi (RNFB) au Burundi. Cette réserve forestière fait partie des aires protégées de la région du Rift Albertin qui constitue l'une des

zones de conservation les plus importantes en Afrique (40). La compilation des données sur la biodiversité dans cette région par ces derniers auteurs met en évidence le caractère lacunaire des données floristiques récoltées dans la RNFB. Cette étude pourra contribuer à enrichir la base de données sur la biodiversité de la région du Rift Albertin et ainsi renforcer la conservation et la protection des espèces végétales.

Matériel et méthodes

Description de la zone d'étude

La RNFB est située au Burundi dans la commune de Bururi (Figure 1) et comporte une forêt de montagne à une altitude variant entre 1600 et 2300 m. Elle a une superficie d'environ 3300 ha et constitue la partie la plus méridionale du système de forêts de la Crête Congo-Nil (39). La RNFB se trouve à proximité de la ville de Bururi et des zones agricoles (Figure 1). Le climat qui règne dans cette région est du type CW3 selon la classification de Köppen (28). Les données climatologiques recueillies à la station de Rweza-Vyanda (Bururi, Burundi, altitude: 1851 m, 4°06'S, 29°36'E) montrent que les mois de juin, juillet et août reçoivent le minimum de précipitation (8 mm en moyenne) tandis que les mois de décembre, janvier et mars en reçoivent le maximum (223 mm en moyenne). Les précipitations annuelles moyennes sont de l'ordre de 1405 mm et la température moyenne annuelle est de 17,7°C. Les températures les plus basses s'observent généralement en décembre, juin et juillet et les plus élevées en septembre et octobre. Les sols de cette région sont des ferrisols lourds avec intrusion locale de schistes ou de roches basiques et des ferrisols humifères argileux (45).

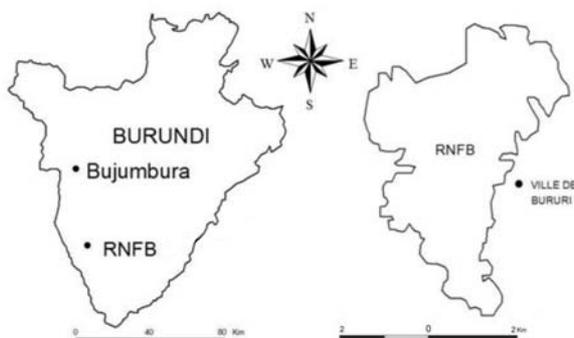


Figure 1. Localisation de la Réserve Naturelle Forestière de Bururi (RNFB).

Collecte des données

L'échantillonnage a été réalisé à l'aide de 34 relevés mesurant chacun 25 m² selon la méthode sigmatiste de Braun Blanquet (6) mais en ne tenant pas compte de l'aire minimale. Cet échantillonnage a été réalisé dans toutes les strates de végétation. Etant donné que l'abondance et la distribution des espèces végétales varient suivant des gradients environnementaux (47), l'influence de quelques variables environnementales a été testée au cours de cette étude. Le choix de ces variables a été dicté par le fait qu'elles sont déjà reconnues comme influençant la distribution des espèces végétales surtout en région tropicale (27, 50). Ainsi, pour chaque relevé, l'altitude a été mesurée directement à l'aide d'un GPS tandis que les autres paramètres ont été mesurés à partir d'échantillons de sol prélevés à 15 cm de profondeur. L'analyse de la texture du sol, de son pH (H₂O), sa teneur en phosphore et en matière organique ainsi que sa conductivité électrique a été réalisée au Laboratoire d'Ecologie Végétale et Biogéochimie de l'Université Libre de Bruxelles. La détermination de la teneur en phosphore a été réalisée selon la méthode Olsen tandis que la teneur en matière organique a été obtenue après calcination au four à 750°C pendant 24 h.

Diversité et des formes de vie des espèces

La diversité, l'équitabilité et la richesse spécifique de la flore de la RNFB ont été évaluées en utilisant respectivement l'indice de diversité de Shannon (H), l'équitabilité de Pielou (E) et l'indice de richesse de Margalef (D_{Mg}) définis respectivement par les équations I, III et IV (35) :

$$H = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (I)$$

où p_i est l'abondance relative de l'espèce i et S le nombre d'espèces. Cette abondance relative a été calculée en utilisant les coefficients d'abondance-dominance de Braun Blanquet (6). A chaque coefficient d'abondance-dominance dans le relevé, on assigne un coefficient de pondération qui varie de 0,1 à 87,5 (31). La somme des valeurs obtenue pour tous les relevés donne ainsi l'abondance R_i de l'espèce :

$$p_i = \frac{R_i}{\sum_{i=1}^S R_i} \quad (II)$$

$$E = H / \ln S \quad (III)$$

$$D_{Mg} = \frac{S-1}{\ln N} \quad (IV)$$

où N est le nombre d'individus de toutes les espèces dans tous les relevés. Le taux d'espèces accidentelles (A) a été calculé selon la formule V :

$$A = 100 \frac{S - S_{10}}{S} \quad (V)$$

où S_{10} est le nombre d'espèces ayant une fréquence relative $\geq 10\%$ (15, 16). Une analyse directe des gradients a été réalisée pour tester l'influence de la variabilité environnementale sur la variabilité floristique. Le degré de significativité de l'effet de chaque variable a été déterminé à l'aide du test de permutation de Monte Carlo (12) réalisé lors d'une analyse canonique des correspondances (CCA).

Pour déterminer les formes de vie des espèces, le système de Raunkiaer (43) modifié par Lebrun (29) a été utilisé. Le spectre brut qui montre le pourcentage d'espèces ayant la même forme de vie a été déterminé. Le spectre pondéré qui indique le pourcentage d'espèces ayant la même forme de vie mais par pondération de leurs abondances a été aussi déterminé.

Détermination du modèle de distribution d'abondances des espèces

La distribution d'abondances des espèces de la RNFB a été comparée à trois modèles de distribution les plus fréquemment rencontrés dans la nature (44) à savoir les distributions log normale, bâton brisé et log série. Le modèle log normal se rencontre dans les écosystèmes qui sont contrôlés par des facteurs écologiques nombreux permettant un partage équilibré des ressources disponibles (9). Selon ce modèle, le nombre d'espèces attendues $S(R)$ dans la R -ième octave a été déterminé selon la relation:

$$S(R) = S_o e^{(-a^2 R^2)} \quad (VI)$$

où S_o est le nombre d'espèces attendues dans l'octave modale et le paramètre a est l'inverse de la largeur de la distribution (35). Les octaves sont des classes d'abondances variant en série géométrique de 2 (33, 44). La valeur du paramètre a est calculée suivant l'équation VII (31) :

$$a = \sqrt{\frac{\ln[S(0)/S(R_{max})]}{R_{max}^2}} \quad (VII)$$

où $S(R_{max})$ est le nombre d'espèces observées

dans l'octave la plus éloignée de l'octave modale et $S(0)$ est le nombre d'espèces observées dans l'octave modale. Le modèle de distribution bâton brisé caractérise des écosystèmes au sein desquels les différentes espèces partagent aléatoirement les ressources disponibles (13). Le nombre d'espèces attendues selon ce modèle a été déterminé selon l'équation VIII:

$$S(n) = [S(S-1)/N](1-n/N)^{s-2} \quad (VIII)$$

où n est le nombre d'individus de l'espèce la plus abondante dans une classe considérée (35). Le modèle de distribution log série caractérise une communauté influencée par un seul ou par un nombre limité de facteurs écologiques occasionnant ainsi la présence de plusieurs espèces rares et moins d'espèces les plus abondantes (35). Le nombre d'espèces attendues selon ce modèle a été calculé en utilisant les expressions $ax, 2^{-1}ax^2, 3^{-1}ax^3, \dots, n^{-1}ax^n$ où ax est le nombre d'espèces ayant chacune un individu, $2^{-1}ax^2$ le nombre d'espèces ayant deux individus, $3^{-1}ax^3$ le nombre d'espèces ayant trois individus et ainsi de suite (8). Les variables x et a sont déterminées par itération à partir des équations IX et X (25, 26):

$$\frac{S}{N} = [(1-x)/x] [-\ln(1-x)] \quad (IX)$$

$$a = N \frac{(1-x)}{x} \quad (X)$$

Un test χ^2 a été ensuite utilisé pour comparer la distribution d'abondances observée et la distribution d'abondances attendue pour les trois types de distributions testés (26).

Résultats

Diversité, composition floristique et formes de vie

L'analyse de la composition floristique indique que la RNFB comprend 268 espèces réparties en 207 genres et 86 familles. La famille la plus riche en espèces est celle des Asteraceae qui comprend 9,7% de toutes les espèces inventoriées. Les familles des Rubiaceae (9,3%), Fabaceae (8,9%), Poaceae (5,2%), Euphorbiaceae (4,5%) et Lamiaceae (3,7%) constituent aussi des familles les plus importantes (Tableau 1).

La flore de la RNFB présente un indice de diversité de Shannon de 3,9, un indice de richesse de Margalef de 30,3 et un indice d'équitabilité de Pielou de 0,7. Les espèces accidentelles représentent 64% tandis que 36% ont une

Tableau 1
Richesse des familles de plantes en genres et en espèces dans la Réserve Naturelle Forestière de Bururi au Burundi.

Famille	Nombre de genres	Nombre d'espèces
Asteraceae	14	26
Rubiaceae	16	25
Fabaceae	13	24
Poaceae	12	14
Euphorbiaceae	11	12
Lamiaceae	8	10
Autres familles	133	157
Total	207	268

fréquence relative $\geq 10\%$. De telles valeurs indiquent que la diversité végétale est moyennement élevée dans cette réserve naturelle.

L'analyse des paramètres environnementaux indique que les deux axes de la CCA expliquent 39,3% de la variabilité floristique. La conductivité électrique du sol, l'altitude et la teneur en phosphore influencent significativement la composition floristique. Le pH, la matière organique et la texture du sol n'ont pas d'effet significatif sur la répartition des espèces dans les différents relevés (Tableau 2).

L'analyse des formes de vie des espèces révèle que les formes phanérophytique (47,4%) et chaméphytique (25,8%) sont les plus représentées. Le spectre pondéré indique que les phanérophytes recouvrent 63,0% tandis que les chaméphytes occupent 20,0% de la superficie échantillonnée. L'indice d'équitabilité des formes de vie observé dans la RNFB est de 0,60, ce qui indique une dominance de la forme phanérophytique (Figure 2).

Distribution d'abondances des espèces

Les espèces inventoriées sont distribuées dans 10 classes d'abondances variant en série géométrique de deux. L'analyse de la distribution d'abondances des espèces indique que la distribution observée diffère significativement du modèle de distribution log normale ($\chi^2=53,6$; ddl=9; $p<0,001$) et du modèle de distribution bâton brisé ($\chi^2=2390,2$; ddl=4; $p<0,001$). La distribution observée est par contre conforme au modèle de distribution log série ($\chi^2=10,4$; ddl=8; $p>0,05$). Les espèces les moins abondantes sont les plus nombreuses comparées aux espèces les plus abondantes ou à celles à abondances intermédiaires (Figure 3). Les espèces les moins abondantes représentent 28% de toutes les espèces inventoriées alors que les espèces les plus abondantes ne représentent que 0,4%.

Discussion

Diversité et composition floristique

A côté de la méthode sigmatiste que nous avons utilisée pour faire l'inventaire floristique, il existe aussi la méthode synusiale qui n'a pas été utilisée dans cette étude. Cette dernière est surtout préférée lorsqu'il s'agit de décrire et de classer des phytocénoses complexes (15).

Cette méthode a été préférée car il ne s'agit pas d'une étude phytosociologique de la végétation, mais plutôt d'un inventaire pouvant permettre l'amélioration de la conservation des espèces de cet écosystème. Etant donné que la flore du Burundi comprend au total 2909 espèces végétales (37), la diversité végétale de la RNFB représente environ 9% de la diversité végétale burundaise sur une superficie ne représentant qu'environ 0,1% de la superficie du pays. En comparant la diversité végétale de la RNFB à celle de la région du Rift Albertin (40), la RNFB comporte 4,6% de la

Tableau 2
Effet des paramètres environnementaux sur la composition floristique des relevés dans la Réserve Naturelle Forestière de Bururi au Burundi.

Paramètres environnementaux	Gamme de variation	F	Probabilité
Altitude (m)	1600-2302	1,33	0,004**
Argile (%)	10,4-47,8	1,01	0,44
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	34-370	1,56	0,001**
Limon (%)	8,2-14,8	1,17	0,11
Matière organique (%)	3,1-21,7	1,00	0,49
pH (H_2O)	3,1-4,2	1,17	0,12
Phosphore ($\mu\text{g}/\text{g}$ sol)	1,0-68,9	1,26	0,03*
Sable (%)	37,3-82,8	1,04	0,40

F est la statistique du test de permutation de Monte Carlo, * : $p<0,05$; ** : $p<0,01$.

diversité végétale du Rift Albertin sur une étendue pourtant modeste ne représentant que 0,01% de toute cette région. Cette diversité reste cependant pauvre comparée aux autres forêts tropicales de montagne comme Nyungwe au Rwanda ainsi que Virunga et Kahuzi Biega en République Démocratique du Congo (40). Les familles des Asteraceae, Fabaceae, Rubiaceae et Poaceae qui sont plus diversifiées dans cet écosystème protégé sont également les plus diversifiées dans les endroits perturbés du Burundi comme les jachères (1).

L'indice de diversité observé dans la RNFB est proche de 4, valeur qui caractérise un écosystème proche du stade de maturation (13). L'indice d'équitabilité est légèrement inférieur aux valeurs observées habituellement dans les écosystèmes naturels qui sont de l'ordre de 0,8 à 0,9 (13). Cet indice révèle une tendance à la dominance d'un petit nombre d'espèces au sein de l'écosystème. La prépondérance des espèces accidentelles suggère que les espèces sont aussi limitées par les

conditions environnementales dans cet écosystème (25). Ces dernières sont en effet susceptibles de limiter la survie et la reproduction des individus de certaines espèces (24), les rendant ainsi moins abondantes. Du fait de la forte variation des conditions climatiques et environnementales régnant dans les forêts de montagne, certaines espèces menacées y trouvent refuge (10). Dans la RNFB, on y rencontre aussi des espèces végétales menacées de disparition au Burundi (39) et qui sont prioritaires pour la conservation suivant le modèle de l'IUCN. Ces espèces sont *Entandrophragma excelsum* (Dawe & Sprague) Sprague, *Prunus africana* (Hook.F.) Kalkman, *Ensete ventricosum* Maurellii, *Arundinaria alpina* K. Schum., *Zanthoxylum chalybeum* Engl. et *Albizia gummifera* (J.F. Gmel.) C.A.

Distribution d'abondances et formes de vie

La distribution d'abondances log série observée dans la RNFB révèle que cet écosystème est exposé aux perturbations (25, 36) notamment anthropiques. Le peu d'espèces plus abondantes

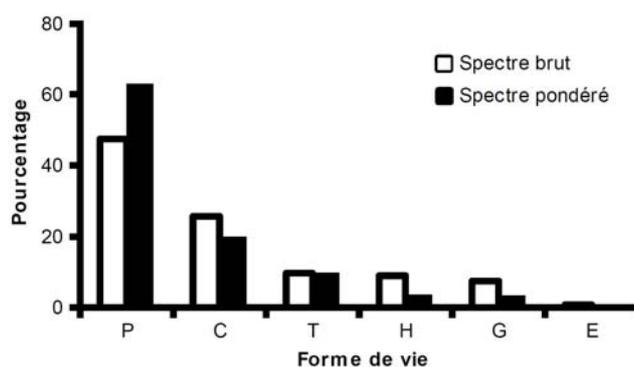


Figure 2. Importance des formes de vie identifiées dans la Réserve Naturelle Forestière de Bururi, Burundi. (P) phanérophtes, (C) chaméphytes, (T) thérophytes, (H) hémicrytophytes, (G) géophytes, (E) épiphytes.

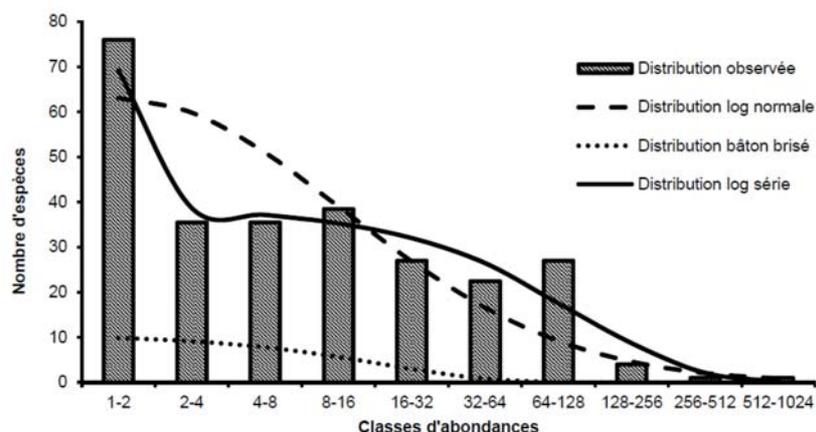


Figure 3. Distribution d'abondances des espèces végétales dans la Réserve Naturelle Forestière de Bururi au Burundi.

sont celles qui parviennent à adopter des stratégies de résistance à ces perturbations. Sous ces conditions, les ressources disponibles sont immobilisées par ce petit nombre d'espèces plus compétitives alors que les autres espèces sont reléguées aux endroits défavorables (42). Cette répartition inéquitable des ressources accentue la répartition inéquitable des individus entre les espèces de cet écosystème. En plus des perturbations d'origine naturelle comme les chablis, des perturbations d'origine anthropique s'observent également dans cette réserve naturelle bien qu'elle jouisse d'un statut de protection. Des feux de brousse souvent provoqués par les éleveurs ont été observés au cours de la période d'échantillonnage. Les résultats de cette étude semblent corroborer ceux de Hill *et al.* (23), Nummelin (38) et Hill et Hamer (22) qui prédisent une distribution d'abondances log série dans les écosystèmes tropicaux perturbés. Ils divergent par contre avec ceux de Watt (51) pour qui les modèles de distribution d'abondances des espèces ne sont pas forcément liés aux perturbations.

La dominance des phanérophyles normalement adaptées aux milieux moins perturbés et moins stressant (18) laisse voir cependant que le statut de protection assigné à cet écosystème limite les effets de cette perturbation. La proportion des chaméphytes non moins négligeable est due à la stratégie de tolérance au stress (17) qui serait lié à certains nutriments du sol notamment le phosphore ou à l'altitude. L'influence du phosphore sur la répartition des espèces végétales observée dans cette étude, a déjà été mise en évidence dans d'autres forêts tropicales (50) où il reste moins disponible pour les végétaux (48, 49). Il pourrait

ainsi constituer un facteur limitant dans l'écosystème que nous avons étudié. L'influence du gradient altitudinal avait également déjà été reconnue comme facteur influençant la distribution des Fabaceae au Burundi (37), une des familles les plus importantes dans la RNFB.

Conclusion

La présente étude vient de mettre en évidence que les espèces rares sont plus nombreuses dans cette tache forestière résultant de la fragmentation. Elles nécessitent par conséquent une attention particulière et une protection plus efficace de leur habitat. La protection de cet habitat forestier favoriserait également la préservation des espèces en voie de disparition au Burundi. Cette étude révèle en outre que la distribution d'abondances des espèces végétales de cet écosystème n'est pas conforme au modèle de distribution log normale qui caractérise normalement les écosystèmes conservés. Ceci laisse présumer l'existence de perturbations qui déterminent le patron de distribution d'abondances des espèces de cet écosystème protégé dans un paysage anthropisé. L'influence de la ville de Bururi et des villages agricoles environnants sur cet écosystème et sa biodiversité mérite d'être étudiée.

Remerciements

Les auteurs remercient les responsables du Gouvernement du Burundi, de l'Université Libre de Bruxelles et de la Réserve Naturelle Forestière de Bururi.

Références bibliographiques

- Bangirinama F., Bigendanko M.J., Havyarimana F. & Bogaert J., 2011, Analyse de la flore des jachères du Burundi. Bulletin Scientifique de l'Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature, **10**, 1-19.
- Barima Y.S.S., 2010, Dynamique, fragmentation et diversité végétale des paysages forestiers en milieu de transition forêt-savane dans le Département de Tanda (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, 196 p.
- Bawa K.S. & Seidler R., 1998, Natural forest management and conservation of biodiversity in tropical forests. *Conservation Biology*, **12**, 1, 46-55.
- Bidou J.E., Ndayirukiye S., Ndayishimiye J.P. & Sirve, P. 1991, Géographie du Burundi. Hatier, Paris, 288 p.
- Bonnefille R., Rioulet G. & Buchet G., 1991, Nouvelle séquence pollinique d'une tourbière de la crête Zaïre-nil (Burundi). *Review of Paleobotany and Palynology*, **67**, 315-330.
- Braun-Blanquet J., 1932, Plant sociology. The study of plant communities. Ed. Mac Graw Hill, New York, London, 439 p.
- Brou T., 2010, Variabilité climatique, déforestation et dynamique agrodémographique en Côte d'Ivoire. *Sécheresse*, **21**, 1, 1-6.
- Buzas M.A. & Culver J.S., 1999, Understanding regional species diversity through the log series distribution of occurrences. *Diversity and Distributions*, **8**, 187-195.
- Dajoz R., 2006, Précis d'Ecologie. 8ème Edition. Dunod, Paris, 630 p.
- Ewango C.E.N., 2001, Flore et végétation de la forêt naturelle de Nyungwe, Rwanda. *Systematics and Geography of Plants*, **71**, 1009-1015.
- Fahrig L., 2003, Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **34**, 487-515.
- Fritch R.A., Sheridan H., Finn J.A., Kirwan L. & Óhullacháin D., 2011, Methods of enhancing botanical diversity within field margins of intensively managed grassland: a 7-year field experiment. *Journal of Applied Ecology*, **48**, 551-560.
- Frontier S., Pichod-Viale D., Lepître A., Davout D. & Luczak C., 2008, Ecosystèmes. Structures, Fonctionnement, Evolution. 4ème édition, Dunod, Paris, 558 p.

- richness of herbaceous plant in a semi-arid habitat. *Journal of Arid Environments*, **58**, 119-133.
15. Gillet F., 2000, La phytosociologie synusiale intégrée. Guide méthodologique. Laboratoire d'Ecologie Végétale et de phytosociologie, Université de Neuchâtel-Institut de Botanique, 68 p.
 16. Gillet F., 2010, Guide d'utilisation de phytobase 8, base de données phytosociologiques. Université de France-Comté-UMR Chrono-Environnement, 39 p.
 17. Grime J.P., 1977, Evidence for existence of 3 primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, **111**, 1169-1194.
 18. Grime J.P., 1979, Plant strategies and vegetation processes. John Wiley and Sons, New York, 222 p.
 19. Habiyaemye F.X., 1993, Analyse phytosociologique des forêts primaires de la Crête Zaïre-Nil au Rwanda. *Belgian Journal of Botany*, **126**, 1, 100-134.
 20. Hamilton A.J., 2005, Species diversity or biodiversity. *Journal of Environmental Management*, **75**, 89-92.
 21. Hansson L. & Angelstam P., 1991, Landscape ecology as a theoretical basis for nature conservation. *Landscape Ecology*, **5**, 4, 191-201.
 22. Hill J.K. & Hamer K.C., 1998, Using species abundance models as indicators of habitat disturbance in tropical forest. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 458-460.
 23. Hill J.K., Hamer K.C., Lacey L.A. & Banham W.M.T., 1995, Effects of selective logging on tropical rain forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*, **32**, 754-760.
 24. Hubbell S.P., He F., Condit R., Borda-de-Água L., Kellner J., Steege H.T., 2008, How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**, 1, 11498-11504.
 25. Hughes R.G., 1986, Theories and models on species abundance. *The American Naturalist*, **128**, 6, 879-899.
 26. Jayaraman K., 1999, Manuel de statistique pour la recherche forestière. Kerala Forest Research Institute, Inde, 242 p.
 27. John R., Dalling J.W., Harms K.E., Yavitt J.B., Stallard R.F., Mirabello M., Hubbell S.P., Valencia R., Navarrete H., Vellejo M., Foster R.B., 2007, Soil nutrients influence spatial distributions of tropical tree species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **104**, 3, 864-869.
 28. Köppen W., 1923, Die Klimate der Erde-Grundriss der Klimakunde. Walter de Gruyter & Co., Berlin, Leipzig, 369 p.
 29. Lebrun J., 1947, La végétation de la plaine alluviale au Sud du Lac Edouard. Institut des Parcs Nationaux du Congo belge. Mission Lebrun (1937-1938), 800 p.
 30. Lehouck V., Spanhove T., Gonsamo A., Gordeiro N., Lens L., 2009, Spatial and temporal effects on recruitment of an afro-montane forest tree in threatened fragmented ecosystem. *Biological Conservation*, **142**, 518-528.
 31. Lewalle J., 1972, Les étages de végétation du Burundi occidental. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique*, **42**, 1-247.
 32. Lindborg R. & Eriksson O., 2004, Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology*, **85**, 7, 1840-1845.
 33. Ludwig A.J. & Reynolds J.F., 1988, *Statistical Ecology. A primer on methods and computing*. Wiley, New York, 337 p.
 34. MacGill B.J., 2003, A test of the unified neutral theory of biodiversity. *Nature*, **422**, 881-885.
 35. Magurran A.E., 2004, *Measuring Biological diversity*. Blackwell Publishing, Malden, USA, 256 p.
 36. excess of rare species in natural species abundance distributions. *Nature*, **422**, 714-716.
 37. Ndayishimiye J., Sibomana S., Bigendako M.J., Lejoly J., Bogaert J., 2010, Diversité et distribution géographique des légumineuses de la flore du Burundi. *Bulletin Scientifique de l'Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature*, **8**, 16-21.
 38. Nummelin M., 1998, A log-normal distribution of species abundances is not an universal indicator of rain forest disturbance. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 454-457.
 39. Nzigidahera B., 2000, Analyse de la diversité biologique végétale nationale et identification des priorités pour sa conservation. Institut National pour l'Environnement et la Conservation de la Nature, Bujumbura, 126 p.
 40. Plumptre A.J., Davenport T.R.B., Behangana M., Kityo R., Eilu G., Segawa P., Ewango C., Meirte D., Kahindo C., Herremans M., Peterhans J.K., Pilgrim J., Wilson M., Languy M. & Moyer D., 2007, The biodiversity of the Albertin Rift. *Biological Conservation*, **134**, 178-194.
 41. Pueyo Y., Alados C.L., Ferrer-Benimeli C., 2006, Is the analysis of plant community structure better than common species-diversity indices for assessing the effect of livestock grazing on a mediterranean arid ecosystem? *Journal of Arid Environments*, **64**, 698-712.
 42. Ramade F., 2009, *Éléments d'Ecologie: Ecologie fondamentale*. 4ème Edition, Dunod, Paris, 689 p.
 43. Raunkiaer C., 1934, *The life's forms of plants and statistical plant geography*. Oxford University Press, London, 632 p.
 44. Ricklefs M., 2005, *Ecologie*. De Boeck & Larcier, Bruxelles, 821 p.
 45. Rishirumuhirwa T., 2000, Gestion et conservation des sols dans les tropiques humides d'altitude: cas du Burundi-Région des Grands lacs, document du Département de génie rurale, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, 58 p.
 46. Roche E., 1991, Evolution des paléoenvironnements en Afrique centrale et orientale au pléistocène supérieur et à l'holocène. Influences climatiques et anthropiques. *Bulletin de la Société Géographique de Liège*, **27**, 187-208.
 47. Swaine M.D., 1996, Rainfall and soil fertility as factors limiting forest species distribution in Ghana. *Journal of Ecology*, **84**, 419-428.
 48. Vitousek P.M., 1984, Litterfall, nutrient cycling and nutrient limitation in tropical forests. *Ecology*, **65**, 1, 285-298.
 49. Vitousek P.M. & Denslow J.S., 1986, Nitrogen and phosphorus availability in treefall gaps of a lowland tropical rainforest. *Journal of Ecology*, **74**, 1167-1178.
 50. Wang Y.P., Law R.M. & Pak B., 2009, A global model of carbon, nitrogen and phosphorus cycles for the terrestrial biosphere. *Biogeosciences Discussions*, **6**, 9891-9944.
 51. Watt A.D., 1998, Measuring disturbance in tropical forests: a critic of the use of species abundance models and indicators measures in general. *Journal of Applied Ecology*, **35**, 467-469.
 52. Widenfalk O. & Weslien J., 2008, Plant species richness in managed boreal forests. Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management*, **257**, 1386-1394.
 53. Wiens J.A., 2009, Landscape ecology as a foundation for sustainable conservation. *Landscape Ecology*, **24**, 1053-1065.
 54. Wildlife Conservation Society, 2001, L'approche "espèce-paysage": un outil pour la conservation *in situ*. Programmes Paysages Vivants. *Bulletin* 2, 4 p.

Effets de la fragmentation des forêts par l'agriculture itinérante sur la dégradation de quelques propriétés physiques d'un Ferralsol échantillonné à Yangambi, R.D. Congo

S. Alongo^{1,2*}, M. Visser¹, T. Drouet³, F. Kombele², G. Colinet⁴ & J. Bogaert⁵

Mots clés: Fragmentation- Agriculture itinérante- Jachère herbeuse- Lisière- Forêt dense- Yangambi- République Démocratique du Congo

Keywords: Fragmentation- Shifting cultivation- Herbaceous fallow- Edge- Dense forest- Yangambi- Democratic Republic of the Congo

Résumé

La connaissance des changements qui s'opèrent dans la couverture pédologique au niveau de la lisière forestière est nécessaire pour une meilleure compréhension de l'impact de la fragmentation des forêts sur les propriétés des sols. L'objectif de cette étude est d'évaluer les effets de la fragmentation des forêts causés par l'agriculture itinérante sur la texture, la densité apparente, la porosité totale et la conductivité hydraulique du sol dans les couches 0-10, 10-20 et 20-30 cm de profondeur par la méthode des transects dans une perspective de gestion durable des sols de la région de Yangambi. Les résultats obtenus montrent que la lisière entre la jachère herbeuse et la forêt dense a une largeur de 70 m. La dégradation de l'ensemble des propriétés physiques par rapport aux sols de la forêt dense est très significative ($p < 0,01$) au niveau des couches étudiées. La fragmentation des forêts par l'agriculture itinérante sur brûlis accroît le phénomène de perte sélective des argiles des couches superficielles du sol et par conséquent, augmente sa densité apparente et diminue sa perméabilité et sa porosité en fonction de la profondeur sous la jachère herbeuse et la lisière. Les données de texture associées à des classes texturales dans le triangle textural de la FAO indiquent qu'il y a une variation en texture du sol sous les différentes occupations pour les trois couches étudiées.

Introduction

La préservation des ressources naturelles est l'un des enjeux de recherche en lien avec le développement durable. Parmi ces ressources, le

Summary

Effects of Forest Fragmentation by Shifting Agriculture on the Degradation of some Physical Properties of a Ferralsol Sampled at Yangambi, D.R. Congo

The knowledge of changes occurring in the soil cover at the forest edge is needed to better understand the impact of forest fragmentation on soil parameters. The objective of this study is to evaluate the effects of forest fragmentation caused by shifting agriculture on texture, bulk density, total porosity and soil hydraulic conductivity in the layers at 0-10, 10-20 and 20-30 cm depth by the transect method in a perspective of sustainable land management in the region of Yangambi. The results obtained show that the edge between the fallow grassland and dense forest has a width of 70 m. Degradation of all the physical properties of soils relative to the dense forest is very significant ($p < 0.01$) for the studied layers. Fragmentation of forests by shifting cultivation increases the phenomenon of selective loss of clays of the surface soil layers and consequently increases its bulk density and decreases the permeability and porosity with depth under the fallow grass and edge. The texture data associated with textural classes in the FAO textural triangle indicate a change in texture of the soil under different land uses for the tree layers studied.

sol occupe une position particulière par ses fonctions à la fois agronomiques (produire en quantité et qualité) et environnementales (épurer l'air en stockant du carbone, etc.). De nombreuses questions se posent aujourd'hui en Afrique quant à

1 Université Libre de Bruxelles, Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique.

2 Institut Facultaire des Sciences Agronomiques de Yangambi, Laboratoire de Cartographie, Chimie et Fertilité du Sol, Kisangani, R.D. Congo.

3 Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences, Laboratoire d'Ecologie Végétale et Biogéochimie, Bruxelles, Belgique.

4 Université de Liège, Gembloux-Agro-Bio Tech, Unité Systèmes Sol-Eau, Gembloux, Belgique.

5 Université de Liège, Gembloux-Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.

* Auteur correspondant : E-mail: sylvainalongo@yahoo.fr

l'évolution des sols et à leur possible dégradation en fonction de leur utilisation (22).

En R.D. Congo, la mise en culture des terres rencontre des difficultés liées très souvent à l'inadéquation des pratiques utilisées par rapport à la nature des sols. La première conséquence du changement d'occupation des sols est la fragmentation progressive des paysages (20, 26, 42) qui se traduit par la réduction de la quantité d'habitat, l'augmentation du nombre de taches d'habitat, l'augmentation de l'isolement des taches et l'augmentation de la proportion de lisières (2, 14, 24, 27). Les effets sur les propriétés du sol, conséquents à la fragmentation, sont le plus souvent défavorables (40).

En région de Yangambi où cette étude a été conduite, l'impact anthropique sur les sols forestiers entraîne ces dernières années la disparition progressive de la jachère forestière (21). Si les changements climatiques globaux dus au déboisement n'apparaissent que progressivement, le raccourcissement significatif de la durée de jachère accentue la pauvreté du sol déjà si peu fertile, avec comme conséquence la réduction sensible et continue des récoltes, entraînant à la longue le dénuement économique des populations rurales.

Ainsi, pour mettre en place un suivi opérationnel des conséquences de la fragmentation et la déforestation sur les propriétés des sols en milieu tropical, il importe donc de faire une évaluation continue de leur état par la mesure d'indicateurs de la fertilité. Cette dernière dépend des conditions de milieu mais surtout de la conduite des activités humaines.

Cette étude sera consacrée aux effets de lisière « jachère herbeuse-forêt dense » pour une meilleure évaluation de l'impact de la fragmentation des forêts causée par l'agriculture itinérante sur la dégradation de quelques propriétés physiques d'un Ferralsol échantillonné à Yangambi. Le but visé est de mettre au point des pratiques alternatives de gestion durable des sols forestiers tant pour la sécurité alimentaire des populations que pour la réduction de la pression anthropique sur les forêts denses.

Zone d'étude, échantillonnage et analyses

Description de la zone d'étude

La région de Yangambi est située dans le nord-est de la Cuvette Centrale Congolaise avec coordonnées géographiques 0°45'N, 24°29'E et située à 500 m d'altitude (4, 5, 16). Le climat est équatorial continental chaud et humide (5), du type

Af de Köppen. Les précipitations annuelles sont comprises entre 1837 et 1875 mm et la température moyenne annuelle de 24,6°C, ne variant pas beaucoup au cours de l'année (30, 34, 48). La végétation est de type forêt dense humide sempervirente (35). Les sols de la série Yangambi sont des Ferralsols (WRB, 2006) développés sur des sédiments niveo-éoliens non remaniés et fortement altérés de texture argilo-sableuse (30-40% d'argile), présentant une couche humifère peu épaisse (35). Du point de vue minéralogique, la fraction fine de ces sols est principalement constituée de kaolinite bien cristallisée (46).

Détermination de la lisière entre la jachère herbeuse et la forêt dense

La zone de lisière a été déterminée par une approche microclimatique en transects car elle est très adaptée à la description des processus spatialisés en fonction de la distance (12, 26, 28). Cinq transects parallèles longs de 500 m (un principal et quatre répétitions), de direction est-ouest et séparés au moins de 50 m les uns des autres ont été installés de manière à traverser une succession d'occupations du sol (13, 19).

Des mesures répétées de la température de l'air et du sol à l'aide de Kestrel 3500 et du thermomètre K ont été effectuées le long des transects suivant l'équidistance de 10 m matérialisée par des jalons. Ensuite, les valeurs de la température de l'air et du sol mesurées à chaque distance similaire le long du transect principal et les quatre répétitions ont été moyennées afin de créer un transect composite. Les courbes de réponse des deux paramètres microclimatiques en fonction de la distance ont ensuite été dressées. De ce fait, la zone de lisière a été détectée par observation visuelle des courbes de réponse de la température de l'air et du sol le long du transect en fonction de la distance (13). Enfin, les transects sur lesquels l'étude a été focalisée, ont été scindés en trois segments correspondant à la jachère herbeuse, la lisière et la forêt dense du site d'étude.

Echantillonnage

Après avoir détecté la zone de lisière, neuf fosses de 1 m x 1 m x 0,5 m ont été creusées dans chacune des zones correspondant à la jachère herbeuse, la lisière et la forêt dense, soit vingt-sept au total. Neuf échantillons de sol non perturbés et neuf échantillons perturbés ont été prélevés au niveau de chaque couche habituellement travaillée par les instruments de culture, soit 0-10, 10-20 et 20-30 cm de profondeur dans les trois zones à l'aide des cylindres de Kopecky (6) et d'une tarière.

Analyses physiques des échantillons du sol

L'analyse granulométrique a été effectuée sur la terre fine par la méthode de la pipette Robinson-Köhn (3). La texture a été classée selon le triangle textural de la FAO, couramment utilisé pour les sols tropicaux (22), sur base des trois fractions (<2 µm; entre 2 µm et 50 µm; >50 µm) exprimées en pourcentage massique. La conductivité hydraulique K saturée a été déterminée au Laboratoire de Pédologie de l'Institut Facultaire des Sciences Agronomiques de Yangambi sur les échantillons non perturbés par la méthode de la colonne d'eau constante selon la loi de Darcy (32). La densité apparente a été mesurée grâce à la méthode des cylindres en utilisant les échantillons non perturbés (6). La porosité totale est estimée à partir d'une densité de solide de 2,65 g/cm³ et de la densité apparente sèche des échantillons à structure conservée dans les cylindres de Kopecky.

Analyses statistiques des résultats

Les analyses statistiques des résultats ont été faites à l'aide du logiciel STATISTICA 6.0. L'analyse de variance (ANOVA) et les comparaisons statistiques des valeurs moyennes ont été faites par des tests de Tukey et de Newman-Keuls, au seuil de 5%. Lorsque cela était nécessaire, les données ont été transformées (i.e. \log_{10} ou racine carré) pour respecter les conditions de normalité et d'homogénéité de la variance requises pour utiliser ces tests paramétriques.

Résultats

Détermination de la lisière

Le tableau 1 donne la synthèse des principaux résultats des mesures de la température de l'air et du sol ayant permis de déterminer la zone de lisière tandis que leurs variations le long du transect en fonction de la distance sont illustrées par la figure 1. De l'analyse des résultats obtenus, il se dégage trois zones distinctes appartenant respectivement, à la jachère herbeuse (100-270 m), la lisière (280-350 m) et la forêt dense (360-480 m). Cependant, l'observation exacte des résultats le long du transect en fonction de la distance révèle qu'elles se trouvent sûrement en jachère herbeuse dans la partie 100-220 m, en lisière dans la partie 280-330 m et en forêt dense dans la partie 400-480 m.

Les moyennes journalières de la température de l'air et du sol (Tableau 1) sont élevées dans la jachère herbeuse (26,6 et 26,0°C), intermédiaires dans la lisière (23,8 et 23,8°C) et basses dans la forêt dense (21,9 et 21,0°C). Par ailleurs, les amplitudes thermiques et les écarts types associés sont plus élevés au niveau de la lisière que dans

les deux occupations adjacentes du sol.

L'analyse de la variance (ANOVA) des moyennes journalières de la température de l'air et du sol considérées séparément dans les trois segments du transect indique l'existence de différences très hautement significatives ($p < 0,001$) entre les trois habitats caractérisés par rapport à leurs effets sur les deux variables micro-climatiques.

Granulométrie

Les teneurs des fractions granulométriques du sol varient d'une occupation à l'autre (Figures 2a, 2b et 2c). La teneur en argile augmente avec la profondeur pour chacune des occupations du sol alors que la fraction sableuse varie inversement et est la plus importante dans la couche arable quelle que soit la zone.

En effet, la comparaison des trois occupations du sol donne les résultats suivants pour l'argile: (i) dans la couche 0-10 cm, le sol de la jachère herbeuse diffère significativement de ceux de la lisière et la forêt dense ($p < 0,01$), ces deux dernières sont similaires ($p > 0,05$); (ii) dans la couche 10-20 cm, le taux d'argile est similaire au niveau des trois occupations du sol; (iii) dans la couche 20-30 cm, le taux d'argile dans la jachère est très significativement inférieur à celui de la lisière et de la forêt dense ($p < 0,01$), bien que les sols de la lisière et la forêt dense soient aussi significativement différents ($p < 0,05$).

Concernant la fraction limoneuse, la comparaison de la teneur entre les trois occupations du sol donne les résultats suivants: (i) dans la couche 10-20 cm, les sols de la jachère herbeuse et la lisière forment un groupe homogène qui diffère significativement de celui de la forêt dense ($p < 0,05$); (ii) pour les couches 0-10 et 20-30 cm, les différences ne sont pas significatives. Par ailleurs, pour le sable, dans la couche 0-10 cm, les trois occupations accusent des différences très significatives ($p < 0,01$), non significatives pour la couche 10-20 cm mais très hautement significatives pour la couche de 20-30 cm ($p < 0,001$). Les classes texturales dans le triangle textural de la FAO (données non présentées) indiquent l'appartenance: (i) pour la couche 0-10 cm, au domaine d'un limon sableux (LS) dans la jachère herbeuse et la forêt dense et d'un sable limoneux (SL) dans la lisière; (ii) pour la couche 10-20 cm, au domaine d'un limon argilo-sableux (LAS) dans la jachère herbeuse et la forêt dense et d'un limon sableux (LS) sous la lisière; (iii) pour la couche 20-30 cm, au domaine d'un limon sableux (LS) sous la jachère herbeuse et la lisière et d'un limon argilo-sableux (LAS) sous la forêt dense.

Densité apparente et porosité totale du sol

La densité apparente croît avec la profondeur (Figure 3) sous les trois occupations du sol avec des différences très significatives ($p < 0,01$) dans les horizons superficiels (0-10 cm de profondeur). Les valeurs moyennes les plus faibles pour les trois couches étudiées ont été observées en forêt dense ($0,94 \pm 0,16$ à $1,27 \pm 0,04$ g/cm³), les valeurs intermédiaires ($0,99 \pm 0,25$ à $1,37 \pm 0,18$ g/cm³) au niveau de la lisière et les valeurs élevées ($1,18 \pm 0,14$ à $1,39 \pm 0,11$ g/cm³) sous la jachère herbeuse. Toutefois, au-delà de 10 cm, il n'y a pas de différences de densité apparente entre les trois occupations du sol. Pourtant, la porosité totale diminue de manière générale en fonction de la profondeur sous les trois occupations étudiées. Elle varie entre 55% (jachère) et 65% (forêt dense) pour la couche de 0-10 cm; entre 50% (jachère herbeuse) et 57% (forêt dense) pour la couche de 10-20 cm et entre 48% (jachère herbeuse) et 52% (forêt dense) pour la couche de 20-30 cm de profondeur (Figure 4).

Conductivité hydraulique du sol

La conductivité hydraulique du sol varie significativement d'une occupation du sol à une autre et d'une couche à l'autre au sein d'un même profil (Figure 5). Dans la couche 0-10 cm, la perméabilité du sol est élevée sous la lisière forestière (25,8 cm/h), faible sous la jachère herbeuse (10,0 cm/h) et intermédiaire sous la forêt dense (21,7 cm/h). Par ailleurs et au-delà de 10 cm de profondeur, la conductivité hydraulique diminue de 20,2 à 17,4 cm/h en forêt dense, de 11,4 à 4,2 cm/h au niveau de la lisière et de 5,2 à 1,2 cm/h au niveau de la jachère herbeuse entre les couches 10-20 et 20-30 cm, respectivement.

L'analyse de la variance à un facteur contrôlé des différences de conductivité hydraulique entre les trois occupations du sol révèle qu'elles sont très hautement significatives ($p < 0,001$) pour les couches 0-10 cm et 10-20 cm et très significatives pour la couche 20-30 cm ($p < 0,01$). La comparaison statistique des valeurs moyennes de la conductivité hydraulique K selon les occupations du sol pour les

trois couches étudiées permet de catégoriser deux groupes pour la couche 0-10 cm et 20-30 cm mais trois groupes pour la couche 10-20 cm (Figure 5).

Discussion

Texture du sol

Bien que les études sur l'influence des pratiques agricoles sur les propriétés des sols tropicaux (36, 45) mettent rarement en évidence un changement de la texture du sol, cette étude a permis d'identifier des différences significatives de texture entre les profils creusés dans les trois occupations du sol de la série Yangambi en R.D. Congo. Un des effets de la fragmentation des forêts par l'agriculture itinérante sur « abattis-brûlis » au niveau de la jachère herbeuse et la lisière semble être la perte de la fraction fine en surface. Cette diminution du taux d'argile peut être attribuée, d'une part, à la pratique des jachères rotatives de très courtes durées qui, en dénudant le sol pendant la longue période de mise en culture, affaiblit la stabilité des agrégats suite à l'appauvrissement du sol en matières organiques dans les horizons superficiels et en conséquence, enrichit de manière relative les fractions sableuses (17, 49). En effet, la texture du sol n'est pas directement modifiable par la pratique du brûlis. Mais indirectement les sols régulièrement cultivés subissent une perte sélective d'argile par érosion superficielle, due au ruissellement des eaux au moment des premières pluies, lorsque le couvert forestier est complètement dégagé après passage des feux (46). De plus, l'entraînement en profondeur des particules d'argile dispersées au moment des premières pluies, provoque ainsi leur accumulation dans un horizon illuvial argilique dans des conditions de pH déterminées. A l'inverse, sous la forêt dense, la texture plus argileuse des horizons de surface s'expliquerait par l'existence d'un écran végétal fermé qui protège le sol contre l'érosion superficielle (49).

D'autre part, les vers de terre et les termites abondamment rencontrés dans le site d'étude pourraient jouer un rôle important sur la texture du sol car leur activité est susceptible de remonter à partir des horizons sub-superficiels les particules

Tableau 1
Valeurs journalières de la température de l'air et du sol dans la jachère herbeuse, la lisière et la forêt dense de l'agro-écosystème de Yangambi (R.D. Congo).

	Température de l'air [°C]			Température du sol [°C]		
	Moyenne	Minimum	Maximum	Moyenne	Minimum	Maximum
Jachère	26,6±0,3 a	26,2	27,0	26,0±0,1 a	26,0	26,3
Lisière	23,8±0,7 b	23,0	24,7	23,8±0,9 b	22,5	25,0
Forêt dense	21,9±0,1 c	21,8	22,0	21,0±0,1 c	21,0	21,2

Une lettre différente à côté d'une valeur moyenne dans une même colonne signifie une valeur statistiquement différente au seuil de $\alpha = 0,05$ selon le test de Newman-Keuls.

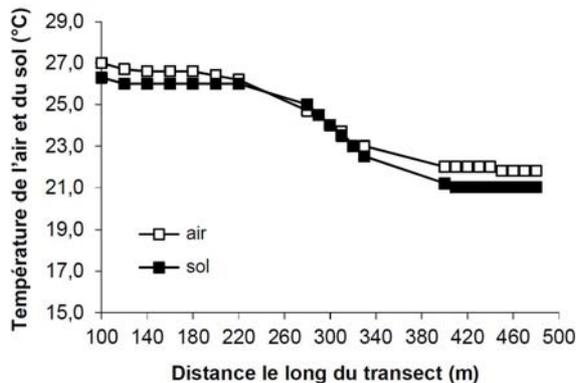


Figure 1: Variation des moyennes journalières de la température de l'air et du sol ($^{\circ}\text{C}$) entre 8-9 h en fonction de la distance le long du transect. La zone de lisière entre la jachère herbeuse et la forêt dense d'un Ferralsol de la série Yangambi (R.D. Congo) est la distance comprise entre 280-330 m le long du transect sur laquelle on observe des grandes amplitudes thermiques.

fines du sol en surface (49). Le taux en limon, très faible et caractéristique des sols ferrallitiques (31, 35) est variable dans la couche de 10-20 cm en fonction du mode d'occupation du sol à cause de l'hétérogénéité de la couverture pédologique (15, 46, 50).

Densité apparente et porosité totale du sol

La densité apparente qui a varié de $0,94$ à $1,39$ g/cm^3 (Figure 3) de la forêt dense aux occupations anthropisées du sol montre l'influence des activités agricoles sur ce paramètre qui, normalement varie entre $1,2$ et $1,5$ g/cm^3 dans les horizons A des sols cultivés (10). La valeur élevée de la densité apparente ($1,39$ g/cm^3) observée sous la jachère herbeuse dans la couche 20-30 cm traduit les effets des feux de brousse répétés et les mises à nu sans protection végétale après le déboisement et généralement en l'absence de tout apport de matières organiques sur cette occupation du sol. Cela entraîne une érosion intense en raison des fortes pluviométries dans la zone intertropicale et les sols peuvent présenter rapidement un horizon compacté à faible profondeur, horizon qui limite l'enracinement des plantes et restreint de ce fait leur alimentation en eau et en éléments minéraux (9, 44).

Toutefois, l'absence de différences significatives de la densité apparente entre les trois occupations au-delà de 10 cm profondeur traduit au contraire, les effets bénéfiques de la politique de jachère sur la structure du sol en surface (1, 38). Dans ce contexte, la porosité totale est essentielle, car elle permet l'aération du sol et sa perméabilité (41).

On admet que, pour un sol de bonne qualité

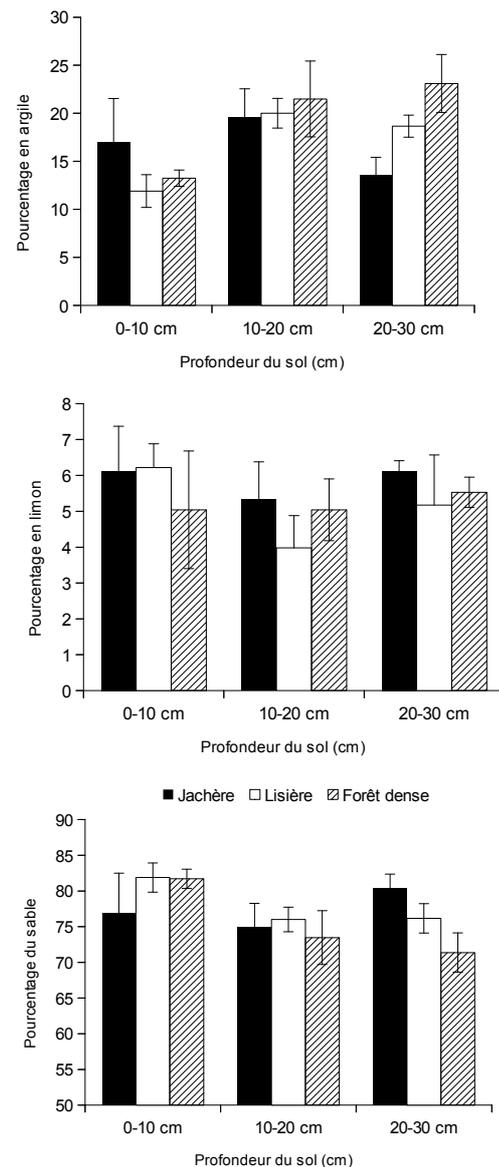


Figure 2 : Pourcentages moyens d'argile, de limon et de sable des couches de 0-10, 10-20 et 20-30 cm de profondeur du sol de la série Yangambi sous la jachère herbeuse, la lisière et la forêt dense en R.D. Congo.

agronomique, elle est de l'ordre de 50 à 70% (8). Par ailleurs, la diminution significative de la porosité totale avec la profondeur sous la jachère herbeuse et la lisière serait due au lessivage des argiles pendant la période du déboisement (29, 49). Tandis que les faibles valeurs de densité apparente sous la forêt dense ($0,94$ g/cm^3) sont dues aux processus d'humification et de décomposition de la matière organique ayant lieu préférentiellement dans les horizons supérieurs du sol ainsi que le développement racinaire (7, 25).

Conductivité hydraulique K du sol

La conductivité hydraulique K est tributaire de la

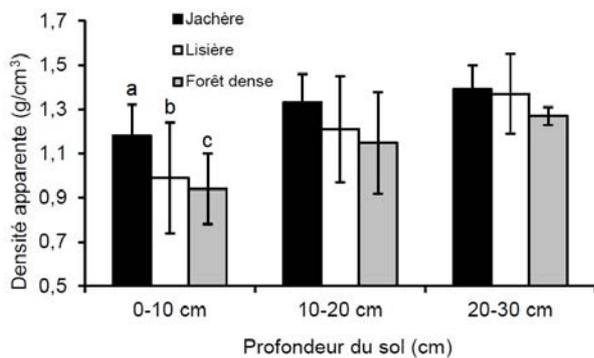


Figure 3 : Densités apparentes moyennes (n=9) des couches 0-10, 10-20 et 20-30 cm du sol sous la jachère herbeuse, la lisière et la forêt dense de la série Yangambi en R.D. Congo. Les barres représentent l'écart type de la moyenne. Les moyennes affectées des lettres différentes indiquent des différences très significatives (test de Newman-Keuls, $p < 0,01$).

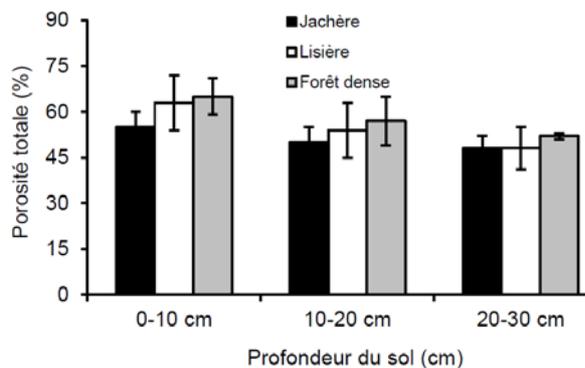


Figure 4 : Porosité totale (n=9) des couches 0-10, 10-20 et 20-30 cm de profondeur du sol de la série Yangambi sous la jachère herbeuse, la lisière et la forêt dense en R.D. Congo.

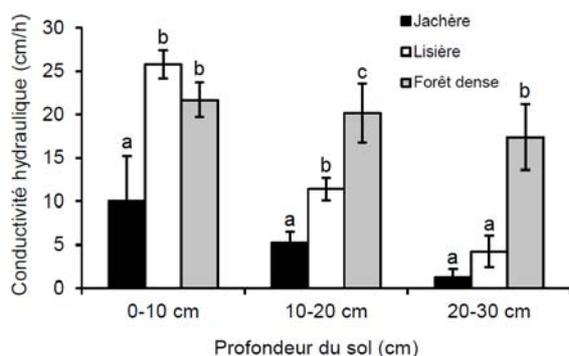


Figure 5: La conductivité hydraulique K moyenne (n=9) des couches 0-10, 10-20 et 20-30 cm de profondeur du sol de la série Yangambi sous la jachère herbeuse, la lisière et la forêt dense à Yangambi, en R.D. Congo. Les barres représentent l'écart type de la moyenne. Les moyennes affectées des lettres différentes indiquent des différences significatives (test de Newman-Keuls, $p < 0,05$).

texture du sol. Cependant, les pratiques culturales influencent énormément la porosité dans les horizons de surface et par voie de conséquence, la perméabilité du sol. Le sol de la jachère herbeuse a une conductivité hydraulique faible alors que celui de la lisière révèle une conductivité hydraulique plus élevée dans la couche 0-10 cm de profondeur que ceux de deux occupations du sol adjacentes, en raison probablement de leurs teneurs en matière organique de loin plus élevées (32).

En outre, le sol de la lisière est analogue à celui de la forêt dense concernant la conductivité hydraulique pour la couche de 0-10 cm de profondeur suite à la présence des ligneux qui provoquent des pores de drainage et d'aération (46) et par conséquent, facilitent la pénétration rapide de l'eau et de l'air. Tandis que le sol sous la jachère herbeuse étant régulièrement soumis à des feux de brousse répétés et mis à nu sans protection végétale par les paysans, la porosité et la perméabilité diminuent sensiblement avec la profondeur.

Néanmoins, le sol de la lisière présente une faible perméabilité à l'eau, analogue à celle de la jachère herbeuse au-delà de 20 cm de profondeur. Cela montre que l'on est en présence de deux occupations du sol anthropisées mais qui ne diffèrent que par le degré d'anthropisation et confirme davantage les constats faits sur l'entraînement des argiles après la fragmentation forestière par abattis-brûlis dans la zone d'étude.

Conclusion

Cette étude confirme que l'approche microclimatique basée sur la mesure de la température de l'air et du sol appuyée par la méthode de transect permet aisément de déterminer la zone de lisière d'un ensemble d'écosystèmes interactifs liés à des perturbations anthropiques sur le paysage forestier.

La fragmentation des forêts par l'agriculture itinérante sur « abattis-brûlis » tend à amplifier le phénomène d'entraînement des argiles des couches superficielles du sol suite à des feux de brousse répétés et à sa mise à nu sans protection végétale. Cela se traduit par l'augmentation de la densité apparente, la diminution rapide de la perméabilité et de la porosité en fonction de la profondeur du sol sous la jachère-herbeuse et la lisière par rapport au sol de la forêt dense pris comme référence et à partir duquel les effets des perturbations peuvent être appréciés.

Ainsi, la dynamique de la fraction fine des horizons superficiels du sol sous les effets de la fragmentation forestière qui fait suite à l'agriculture

sur brûlis à Yangambi est un phénomène à prendre avec beaucoup de sérieux dans les stratégies de restauration et de revalorisation à long terme de cet agroécosystème pour une agriculture durable. Car les agriculteurs itinérants ont de plus en plus tendance à intensifier les activités agricoles sur des

courtes durées des jachères forestières.

Remerciements

Les auteurs remercient la Coopération Technique Belge (CTB) pour la bourse de doctorat mixte de S. Alongo.

Références bibliographiques

- Acharya C.L., Hati K.M., Bandyopadhyay K.K. & Daniel H., 2005, «Mulches». In: Encyclop. Soil Environ. pp. 521-532. Oxford: Elsevier.
- Baas S.F.J. & Mennen J.B.T., 1996, Aspects of microclimate in contrasting land use, and the light climate along stream continuua in New Zealand. NIWAR (Nouvelle Zélande).
- Baise D., 2000, Guide des analyses courantes en pédologie. INRA, France. 257 p.
- Béguin H., 1962, A propos de la densité de la population dans la région de Yangambi. Bruxelles. Acad. Roy. Sci. D'O-M. Bulletin des Séances, nouvelle série, 928-943.
- Bernard E., 1945, Le climat écologique de la cuvette équatoriale congolaise. Bruxelles: Publ. INEAC, hors série, 44 p.
- Blake R.G. & Hartage K.H., 1986, Bulk density. In: Klute A., ed. Methods of soils analysis. Part 1. 2nd ed. Madison, WI, USA: Amer. Soc. Agron. 363-375.
- Boa D., 1990, Caractéristiques morphologiques des gravillons ferrugineux sur le bassin versant de Boro Borotou. Agron. Afr. 2, 83-94.
- Bonneau M., 1961, L'importance des propriétés physiques du sol dans la production forestière. Rev. Forest Fra. pp. 19-31.
- Boyer J., 1982, Les sols ferrallitiques: facteurs de fertilité et utilisation des sols. Paris: ORSTOM édit. Tome X, 3^e trimestre, 384 p.
- Brady N.C. & Weil, R., 2002, The nature and properties of soils. 13th ed. Upper Saddle River, NJ, USA: Pearson Education Inc.
- Cadenasso M., Pickett S.T.A., Weathers K.C. & Jones C.G., 2003, A framework for a theory of ecological boundaries. BioScience, 53: 750-758.
- Cancino J., 2005, Modelling the edge effect in even-aged Monterey pine (*Pinus radiata* D. Don) stands. Forest Ecol. Manag. 210, 159-172.
- Chen J., Franklin J.F. & Spies T., 1995, Growing season microclimatic gradients from clearcut edges into old growth Douglas-fir forest. Ecol. Appl. 5, 74-86.
- Collier K. & Smith B.J., 2000, Interactions of adult stoneflies with riparian zones I. Effects of air temperature and humidity on longevity. Aquat. Insects, 22, 4, 275-284.
- Dabin B., 1985, Les sols tropicaux acides. Cah. ORSTOM, Sér. Pédol. 1, 7-19.
- De Leenheer L., D'Hoore J. & Sys K., 1952, Cartographie et caractérisation pédologique de la catena de Yangambi. Publ. INEAC., sér. scient. n° 55, 62 p.
- Donovan S.E., Eggleton P., Dublin W.E., Batchelder M. & Dibog L., 2001, The effect of soil-feeding termites, *Cubitermes fugifaber* (Isoptera: Termitidae) on soil properties: termites may be an important source of soil microhabitat heterogeneity in tropical forests. Pedobiol. 45, 1-11.
- Euskirchen E.S., Chen J.Q. & Bi R.C., 2001, Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. Forest Ecol. Manag. 148, 93-108.
- Ewers R.M. & Didham R.K., 2006, Continuous response functions for quantifying the strength of edge effects. J. Appl. Ecol. 43, 527-536.
- Fahrig L., 2003, Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annu. Rev. Ecol. Syst. 34, 487-515.
- FAO, 2001, FOSA document national de prospective-République Démocratique du Congo. FAO, Rome.
- FAO, 2003, Gestion de la fertilité des sols pour la Sécurité Alimentaire en Afrique Subsaharienne. FAO, Rome.
- Fraver S., 1994, Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke river basin, North-Carolina. Conserv. Biol. 8, 822-832.
- Haila Y., 2002, A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. Ecol. Appl. 12, 321-334.
- Harmand J.M. & Nutti C.F., 1998, Effets de jachères agroforestières sur les propriétés d'un sol ferrugineux et sur la production céréalière. In: Agri. Dév. n° 18 - Juin 1998.
- Harper K.A., Macdonald S.E., Burton P.J., Chen J., Brosfokske K.D., Saunders S.C., Roberts D., Jaiteh M.S. & Essen P., 2005, Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. Conserv. Biol. 19, 768-782.
- Hobbs R., 1993, Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the Western Australian wheatbelt. Conserv. Biol. 64, 193-201.
- Honnay O., Verheyen K. & Hermy M., 2002, Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. Forest Ecol. Manag. 161, 109-122.
- Islam K.R. & Weil R.R., 2000, Soil quality indicator properties in the mid-Atlantic region as influenced by conservation management. J. Soil Water Conserv. 55, 69-78.
- Jurion F. & Henry J., 1967, De l'agriculture itinérante à l'agriculture intensifiée. Bruxelles: Publ. INEAC, hors série, 498 p.
- Kauffman S., Sombroek W. & Mantel S., 1998, Soils of rainforests: characterization and major constraints of dominant forest soils in the humid tropics. In: Schulte A. & Ruhayat D. (Ed), Soils of tropical ecosystems. Springer, Berlin.
- Klute A., 1986, Water retention: laboratory methods. In: Klute A., ed. Methods of soil analysis. Part 1. 2nd ed. Madison, WI, USA: Amer. Soc. Agron. pp. 635-662.
- Klute A. & Dirksen C., 1986, Hydraulic conductivity and diffusivity: laboratory methods. In: Klute A., ed. Methods of soil analysis. Part 1. 2nd ed. Madison, WI, USA: Amer. Soc. Agron. pp. 687-734.
- Kombebe B., 1998, Evaluation de l'état de fertilité de sols sous forêts primaires et différentes jachères dans la cuvette centrale congolaise: cas du secteur de Yangambi. Gembloux: Mémoire de D.E.S., 83 p.
- Kombebe B., 2004, Diagnostic de la fertilité des Sols dans la Cuvette Centrale Congolaise. Cas des séries Yakonde et Yangambi. Thèse de Doctorat, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique.
- Lal R., 1996, Deforestation and land-use effects on soil degradation and rehabilitation in western Nigeria. I. Soil physical and hydrological properties. Land Degrad. Dev. 7, 19-45.

37. Lidicker W.Z., 1999, Responses of mammals to habitat edges: an overview. *Landscape Ecol.* **14**, 333-343.
38. Malhi S.S. & Lemke R., 2007, Tillage, crop residue and N fertilizer effects on crop yield, nutrient uptake, soil quality and nitrous oxide gas emissions in a second 4-yr rotation cycle. *Soil Till. Res.* **2**, 269-283.
39. Matlack G., 1993, Microenvironmental variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Conserv. Biol.* **66**, 185-194.
40. Orczewska A., 2009, The impact of former agriculture on habitat conditions and distribution patterns of ancient woodland plant species in recent black alder (*Alnus glutinosa* (L.) Gaertn) woods in south-eastern Poland. *Forest Ecol. Manage.* **258**, 794-803.
41. Pagliai M. & Séqui P., 1982, The influence of animal slurries on soil physical properties. *Inst. Super. Agron. Bari*, **14**, 44-66.
42. Peters D.P.C., Gosz J.R., Pockman W.T., Small E.E., Parmenter R.R., Collins S.L. & Muldavin E., 2006, Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape Ecol.* **21**, 19-33.
43. Pohlman C.L., Turton S.M. & Goosem M., 2007, Edge effects of linear canopy openings on tropical rain forest understory microclimate. *Biotropica*, **39**, 62-71.
44. Segalen P., 1995, Les sols ferrallitiques et leur répartition géographique. Les sols ferrallitiques en Afrique et en Extrême-Orient, Australie et Océanie: conclusions générales. Paris: édit. ORSTOM, tome III, 201p.
45. Sommer R., Denich M. & Vlek P.L.G., 2000, Carbon storage and root penetration in deep soils under small-farmer land-use systems in the eastern Amazon region, Brazil. *Plant and Soil*, **219**, 231-241.
46. Van Wambeke A., 1995, Les sols des tropiques: propriétés et appréciation. CTA & Huy Trop ASBL. 335 p.
47. Van Wambeke A., 1957, Notice Explicative de la Carte des Sols et de la Végétation du Congo-Ruanda-Urundi. Bruxelles: Publ. INEAC, 28 p.
48. Vandenput R., 1981, Les principales cultures en Afrique centrale. Tournai: Publ. D.G.A., Edit. Lesaf, hors série, pp. 228-259.
49. Yemefack M., Nounamo L., Njomgang R. & Bilong P., 2004, Influence des pratiques agricoles sur la teneur en argile et autres propriétés agronomiques d'un sol Ferrallitique au sud Cameroun. *Tropicultura*, **22**, 1, 3-10.
50. Yemefack M. & Nounamo L., 2000, Dynamique des sols et durée optimale des jachères agricoles naturelles au sud Cameroun pp. 135-141, *In*: Floret Ch. & R. Pontanier (ed): La jachère en Afrique tropicale. Rôles, Aménagement, Alternatives. Edit John Libr. Euro. Paris, France. 803 p.

Importance de la méthode de coupe sur la régénération de Combretaceae du Bassin arachidier sénégalais

E. Faye^{1*}, H. Diallo^{2,3}, S.A.N. Samba¹, M.A. Touré⁴, A. Dramé¹, B. Fall¹, J. Lejoly⁵, M. Diatta⁴, M. Kaïré⁶, C. De Cannière³, G. Mahy⁷ & J. Bogaert⁷

Mots clés : Sénégal- *Combretum glutinosum*- *Guiera senegalensis*- Rejets de souche

Keywords : Senegal- *Combretum glutinosum*- *Guiera senegalensis*- Stump sprouts

Résumé

Dans le but d'élaborer des recommandations pour une gestion durable des principales ressources en bois-énergie du Bassin arachidier sénégalais, différents diamètres et hauteurs de coupe ont été testés sur *Guiera senegalensis* J.F. Gmel et *Combretum glutinosum* Perr. Le dispositif expérimental est adapté à la période habituelle d'exploitation (mois de mai) et aux outils traditionnels (coupe-coupe). Trois facteurs ont été étudiés : les deux espèces et les hauteurs (ras-de-terre, 20 et 50 cm) et diamètres de coupe (0-10 et 10-20 cm). Chaque traitement est représenté pour chaque espèce par 15 individus. Les résultats issus des observations de terrain et des analyses de variances sur les variables nombre et croissance en diamètre et en hauteur des rejets proventifs et adventifs suggèrent un fort taux de survie des souches (100%), un plus grand nombre de rejets proventifs et adventifs à 20 et 50 cm de hauteur de coupe, une croissance en hauteur lente chez les rejets de souches basses (RT ou ras-de-terre), et une croissance en diamètre plus importante chez *G. senegalensis*. Pour une gestion durable des deux espèces de Combretaceae étudiées, la coupe à 20 cm de hauteur des individus serait indiquée.

Summary

Importance of the Harvest Method on the Regeneration of Combretaceae in the Senegalese Groundnut Basin

In order to develop recommendations for sustainable management of key fuel wood resources in the Senegalese Groundnut Basin, different diameters and heights of harvesting were tested on *Guiera senegalensis* J.F. Gmel and *Combretum glutinosum* Perr. The experimental design is adapted to the usual local harvesting period (May) and to the traditional tools (machete). Three factors were studied: species, height (ground level (RT), 20 and 50 cm) and diameter (0-10 and 10-20 cm). For each species, each treatment is represented by 15 individuals. Results from field observations and analysis of variance on the number of stems and growth variables (height and diameter) suggest a high survival rate (100%), a higher number of stems at 20 and 50 cm cutting height, a slow height growth of stems from ground level stumps (RT), and a larger diameter growth of *G. senegalensis*. For sustainable management of the studied Combretaceae species in the Groundnut Basin, 20 cm cutting height of all individuals would be appropriate.

Introduction

La perturbation de l'équilibre des formations naturelles et la régression de la jachère sont des manifestations de la détérioration anthropoclimatique de l'environnement au Sénégal. Celle-ci s'est traduite par une perte de diversité végétale

(9). Cependant, des espèces comme *Guiera senegalensis* J.F. Gmel et *Combretum glutinosum* Perr. développent des stratégies spécifiques de survie même dans les systèmes de culture permanente (17). Ces Combretaceae sont bien représentées dans la zone soudanienne. Elles sont distribuées tout le long du gradient climatique au

1 Université de Thiès, Institut Supérieur de Formation Agricole et Rurale, Bambey, Sénégal.

2 Université de Bamako, Faculté des Sciences et Techniques, Bamako, Mali.

3 Université Libre de Bruxelles, Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique.

4 Centre National de Recherches Forestières, Dakar Hann, Sénégal.

5 Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences, Laboratoire d'Ecologie Végétale et Biogéochimie, Bruxelles, Belgique.

6 Université de Ziguinchor, Département Agroforesterie, Diabir-Ziguinchor, Sénégal.

7 Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.

* Auteur correspondant : E-mail: hadjfaye@yahoo.fr

Burkina Faso (25). Elles dominent la végétation des plateaux et glacis du Sénégal (13). Leur exploitation apportera une part des 7 millions de tonnes de biomasse qui devraient être prélevées à l'horizon 2025 en Afrique au Sud du Sahara (15). Cependant, peu d'études rigoureuses concernant cette exploitation ont été menées jusqu'à présent. Elle ne devrait pas menacer la survie des individus si moins de 50% des houppiers sont exploités (23).

Bazile (4) a déjà mis en évidence la nécessité de gérer les espèces sources de bois énergie en zone soudanienne du Mali. Dans cette perspective, d'importantes surfaces de savanes à Combretaceae du Bassin arachidier sénégalais sont mises en défens et soumises à un régime de taillis simple avec une révolution de six ans. L'âge d'exploitabilité des Combretaceae a été fixé par les projets de développement pour répondre aux besoins des populations locales de la zone soudanienne du Sénégal. Mais, au moment de la mise en œuvre, ces projets sont souvent confrontés au problème des modalités pratiques : à quel diamètre et à quelle hauteur couper les arbres pour une meilleure régénération ?

Cette question résume la demande de recherche formulée par Bellefontaine (7). Ce dernier (6) estimait déjà que le régime des coupes et la méthode de régénération sont les deux aspects principaux d'un aménagement forestier, le type de régénération déterminant la physionomie future du peuplement. Concernant le régime de taillis simple, Nouvellet (21) propose une courte rotation (7 ± 2 ans) dans le cas de la production de bois de feu, de fourrage et d'usages divers et une moyenne rotation (14 ± 2 ans) pour le bois d'œuvre et de service au Burkina Faso. Dans ces cas, le diamètre minimum d'exploitabilité (DME) varie de 8 à 15 cm. Pour les taillis furetés, Nouvellet (21) considère sans préciser un DME, une rotation de 7-8 ans destinée certainement à la satisfaction des besoins divers (énergie, fourrage, etc.) tout en sélectionnant dans les cépées les tiges soumises à une rotation de 14 à 16 ans pour la production de bois de service. Peltier *et al.* (21) considèrent deux DME dans les brousses tigrées du Niger : un DME de 6 cm à la base pour *G. senegalensis* et *C. micranthum* et un DME de 8 cm à la base pour *C. nigricans* et *C. glutinosum*. Les projets de développement (Programme pour la promotion des énergies renouvelables, de l'électrification rurale et de l'approvisionnement durable en combustibles domestiques - PERACOD) (10) appliquent dans le Bassin arachidier une rotation légèrement inférieure ou égale à la durée proposée par Nouvellet (21), Catinot (12) et Peltier *et al.* (22) en zone sahéenne. Mais, si des indications sont données

sur les diamètres, le régime de coupe et la rotation, peu d'attention a été accordée à la hauteur d'exploitation et au suivi de la régénération après coupe.

L'objectif général de cette étude est de contribuer à l'élaboration d'une méthode d'exploitation durable du bois de *G. senegalensis* et de *C. glutinosum* au Sénégal. Les investigations menées reposent sur l'hypothèse principale que l'espèce, la hauteur et le diamètre de coupe des arbres déterminent la survie des souches, les types et niveaux de régénération et la croissance des rejets issus de souches dans les conditions pédoclimatiques du Bassin arachidier sénégalais. La justification de cette hypothèse globale repose, concernant l'espèce sur la comparaison abordée entre deux variantes, pour la hauteur et le diamètre de coupe fondamentalement sur la recherche de leurs effets sur le type de rejets. Cette question de régénération est très rarement abordée sous cet angle.

Matériel et méthodes

Caractéristiques physiques du milieu d'étude

Le Bassin arachidier est situé entre $14^{\circ}15'$ et $17^{\circ}15'$ de longitude ouest et $13^{\circ}60'$ et $16^{\circ}15'$ de latitude nord. Il s'étale sur 220 km du nord au sud, 200 km d'est en ouest. Le site d'étude se situe dans la mise en défens du terroir villageois de Keur Mary (Figure 1) à proximité du centre du Bassin arachidier. Le climat est de type soudanien. La pluviosité moyenne annuelle calculée à partir des données disponibles à l'Agence Nationale de la Météorologie du Sénégal pour la période 1950-2010 est de 658 mm pour le département de Kaolack, contre 1000 mm en 1940 (26). Les températures moyennes sont de l'ordre de 35°C . La densité humaine est de 120 habitants par km^2 . Le relief est peu marqué au centre-ouest du Bassin arachidier. Les sols sont généralement de types Dior ou sols ferrugineux tropicaux lessivés (2, 16).

Description des peuplements

Le processus de simplification des savanes arborées en savanes arbustives à Combretaceae en cours dans le Bassin arachidier sénégalais serait très ancien (26). La savane arbustive couvre les départements de Gossas, le nord de Kaffrine et de Kaolack (19), c'est-à-dire le centre du Bassin arachidier. Elle regroupe les espèces végétales typiques de la zone soudanienne et sahéenne. *C. glutinosum* et *G. senegalensis* y occupent une place importante. Elles sont parmi les rares espèces dont les effectifs sont largement suffisants pour une recherche expérimentale (18).

Caractéristiques des espèces

Le tableau 1 résume les principales caractéristiques botaniques des deux Combretaceae très utilisées pour leur bois et dans la pharmacopée (Photo 1).

Etude et d'analyse des données

L'aire de distribution des deux espèces s'étend du Sénégal au Cameroun jusqu'au Soudan. Les deux espèces se rencontrent ensemble dans les zones soudaniennes et sahéliennes sur des sols sableux, ferrugineux tropicaux lessivés (11).

Le site retenu est bien représentatif des conditions de développement de *G. senegalensis* et *C. glutinosum* au niveau du Bassin arachidier. Les individus des deux espèces ont été choisis dans un espace divisé en 3 blocs perpendiculaires au sens de la pente relativement faible (inférieure à 1%). A l'intérieur de chaque bloc, un traitement est affecté au hasard à une parcelle de 278 m². Pour chaque traitement, les individus sont localisés dans la parcelle correspondante. Dans le cas où une classe de diamètre est absente ou en nombre insuffisant dans une parcelle, les individus nécessaires sont positionnés hors parcelle dans le même bloc. Dans la pratique, la petite classe de diamètre est peinte en bleu et la grande en rouge. L'emprise globale de l'essai est d'un hectare éclaté à l'intérieur de la savane arbustive de Keur Mary. Les caractéristiques édapho-climatiques sont relativement homogènes et représentatives des conditions de croissance des deux espèces dans le Bassin arachidier. Le dispositif de coupe du bois est factoriel à trois facteurs avec trois répétitions au total. Le facteur espèce a deux niveaux (*C. glutinosum* et *G. senegalensis*), le facteur hauteur de coupe trois niveaux (ras-de-terre, 20 cm et 50 cm) et le facteur diamètre de coupe deux niveaux (0-10 cm et 10-20 cm). Cela fait au total 12 traitements, 5 individus par traitement répétés 3 fois, soient 180 individus coupés. Les variables suivies sont le taux de survie après coupe, les types de rejets proventifs ou adventifs (Figure 2), le nombre de rejets, la hauteur et le diamètre basal des rejets. Les mesures de diamètre et de hauteur ont été faites trois ans après coupe avec un compas forestier et une perche emboîtable de 8 m de portée. Les données recueillies ont été soumises à des analyses factorielles de variances (ANOVA 2). L'analyse des résidus bruts issus de l'ANOVA 2 les a corrélés de 67 à 85 % aux valeurs observées.

Résultats

Effets principaux

Le tableau 2 montre des effets très hautement significatifs ($p < 0,001$) du facteur hauteur de coupe sur toutes les variables et du facteur espèce sur la variable diamètre basal des rejets, et un effet significatif ($p < 0,05$) du facteur diamètre de coupe sur la variable diamètre basal des rejets. Le taux de survie est identique entre les traitements (100%).

Le facteur espèce

Le diamètre basal de *G. senegalensis* est significativement plus important que celui de *C. glutinosum* (Figure 3). La moyenne des diamètres basaux est légèrement inférieure à 3,4 cm chez *G. senegalensis*. Elle n'atteint pas 2,7 cm chez *C. glutinosum* au bout des trois ans de croissance.

Le facteur hauteur de coupe

La production de rejets, la hauteur et le diamètre basal sont significativement moins importants à ras-de-terre (RT) comparés aux hauteurs de coupe 20 et 50 cm (Tableau 3). Le nombre de rejets ainsi que la hauteur sont toujours plus élevés lorsque les arbres sont coupés à 50 cm de haut. Par contre, le diamètre basal des rejets est plus élevé lorsque les souches sont hautes de 20 cm.

Le facteur diamètre de coupe

L'analyse de variance révèle un effet légèrement significatif du diamètre de coupe. L'examen de la figure 4 ne montre pas une séparation nette des deux moyennes. Les intervalles de confiance sur la figure 4 montrent une variabilité suffisante pour minimiser les différences de diamètre entre les deux espèces. Cela est confirmé par la LSD qui classe les deux moyennes dans le même groupe.

Effets des interactions

Le tableau 2 montre des effets significatifs ($p < 0,05$) des interactions hauteur x diamètre de coupe sur la hauteur et le diamètre basal des rejets, des interactions espèces x hauteurs de coupe, et espèces x hauteurs x diamètres de coupe respectivement sur le diamètre basal et la hauteur des rejets.

Effets espèce x hauteur de coupe sur le diamètre basal des rejets

En dehors de la hauteur de coupe 50 cm (CINQUANTE) chez *C. glutinosum*, le diamètre basal des rejets est significativement différent entre la coupe à ras-de-terre et les autres hauteurs de coupes (Tableau 4). Deux groupes distincts et un groupe intermédiaire de moyennes se dégagent : le groupe des individus issus des souches à ras-de-terre (RT) chez les deux espèces se distingue du

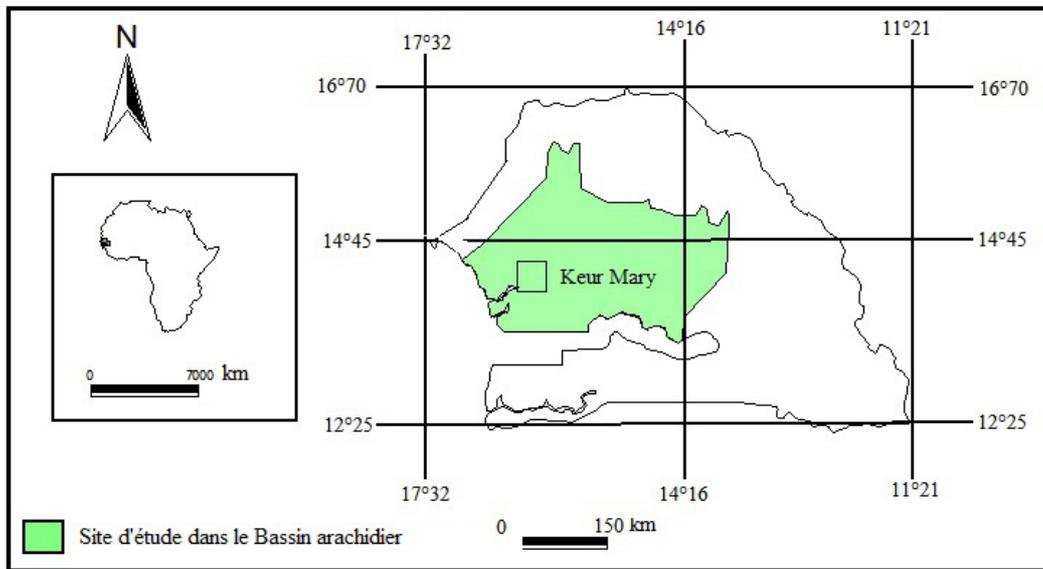


Figure 1 : Carte de situation de la savane arbustive abritant l'expérimentation (en couleur verte la zone du Bassin arachidier ; le carré représente la position du terroir de Keur Mary abritant la savane arbustive où l'expérience a été conduite ; cette savane arbustive résulte de la mise en défens d'anciennes zones de culture protégées par les populations locales ; une convention locale garantie par l'administration décentralisée définit le statut de la mise en défens et les règles de sa gestion ; la révolution est de 6 ans).



Photo 1 : Régénération de *Combretum glutinosum* (à gauche) et *Guiera senegalensis* (à droite).

groupe des individus issus des souches de 20 cm de haut (VINGT) des deux espèces et des souches hautes de 50 cm (CINQUANTE) de *G. senegalensis* ; le troisième groupe ou groupe intermédiaire entre les deux premiers est constitué des individus issus des souches hautes de *C. glutinosum*. En dehors des souches hautes (50 cm) de *C. glutinosum*, le diamètre basal moyen, tous types de rejets et toutes espèces confondus, augmente avec la hauteur de coupe.

Effets hauteur x diamètre de coupe sur la croissance des rejets

L'analyse des effets des hauteur et diamètre de

coupe se résume en trois principaux constats. Le premier révèle que l'interaction RT (coupe à ras-terre) et DVINGT (coupe à plus de 10 cm de diamètre) est significative sur la hauteur et le diamètre basal des rejets (Tableau 5). Les différences sont valables comparativement avec les résultats issus de tous les autres traitements. Ce groupe de moyennes indexé «a» dans le tableau 5 regroupe les moyennes les plus basses pour le diamètre basal et la deuxième plus basse pour la hauteur des rejets. Le deuxième constat montre que l'interaction RT et DDIX (coupe à moins de 10 cm de diamètre) n'a aucun effet significatif ni sur la hauteur ni sur le diamètre basal des rejets de

Tableau 1

Description des deux espèces étudiées (adaptée des Ligneux du Sahel-CIRAD, Compact Disque 2008).

Caractéristiques	<i>Combretum glutinosum</i>	<i>Guiera senegalensis</i>
Port	Petit arbre ou arbuste buissonnant, à fût généralement tortueux et bas branchu, de 8 à 10 (ou 12) m de haut, à cime arrondie et ouverte.	Arbuste à fût grêle dressé, ou buisson ramifié dès la base, de 1 à 2 (ou 5) m de haut, à cime irrégulière, à aspect caractéristique dû à ses petites feuilles vertes plus ou moins grises ou bleutées.
Ecorce	Rugueuse, fissurée en surface, à tranche rouge à orangée.	Fibreuse, plus ou moins lisse ou finement écailleuse, grise, à tranche brun clair et beige.
Rameau	Velouté à tomenteux, grisâtre.	Tomenteux ou à pubescence argentée, criblé de points glanduleux noirs.
Feuilles	Opposées, verticillées par trois ou parfois sub-opposées, de forme et dimensions variables, coriaces, glauques à grisâtres et plus ou moins densément pubescentes dessous (pubescence toujours visible à la loupe). Limbe elliptique, ovale ou obovale, à bords parfois ondulés, à sommet plus ou moins pointu ou apiculé, parfois échancré ou mucroné, à base arrondie, en coin ou parfois échancrée, de 9-18 cm x 4-8 cm.	Opposées ou sub-opposées, ovales, orbiculaires ou elliptiques, de 3 à 5,5 cm x 2 à 3 cm. Limbe à sommet arrondi ou mucroné, à base arrondie ou sub-cordée, duveteuse sur les deux faces, surtout dessous, qui apparaît gris, criblé de points glanduleux noirs.
Pétiole	Tomenteux, de 5 à 10 (ou 15) mm de long.	Pubescent, de 2 à 5 mm de long.
Nervation	Pennée, saillante sur les deux faces, 7 à 12 ou 15 paires de nervures secondaires pubescentes se raccordant vers le sommet ; nervilles réticulées et tomenteuses.	Pennée, peu saillante, 5 à 6 ou 8 paires de nervures secondaires se raccordant vers le sommet ; nervilles peu visibles.
Inflorescence	Racème spiciforme, axillaire, généralement plus ou moins tomenteux, d'environ 4 à 5 cm de long.	Glomérule terminal et axillaire, plus ou moins sphérique, de 15 mm de diamètre, au bout d'un pédoncule de 2 à 3,5 cm de long.
Fleur	Jaune verdâtre à jaune pâle, de 2,5 à 3 mm de diamètre, à 4 pétales.	Blanc crème à jaunâtre, avec un calice criblé de points noirs et la corolle à 5 pétales, 10 étamines filiformes dépassant largement la corolle.
Fruit	Samare elliptique à 4 ailes, échancrée à la base et au sommet, de 2,5 à 4 cm x 1,5 à 3 cm, glabre ou courtement pubescente, plus ou moins collante (surtout au centre), rougeâtre devenant beige ou jaunâtre.	Linéaire et plus ou moins uniforme, couvert de poils soyeux gris rosé, de 3 à 4,5 cm de long.

souches. De même, l'interaction HVIINGT (coupe à 20 cm de haut) et DDIX n'a pas d'effets significatifs sur le diamètre basal des rejets de souches. Cet ensemble de moyennes forme le groupe intermédiaire de moyennes indexé «ab» dans le tableau 5. Le troisième constat est que les autres interactions de la hauteur [HVIINGT et HCINQUANTE (coupe à 50 cm de haut)] avec le diamètre (DVIINGT) de coupe sur la variable diamètre basal de rejets, de même qu'avec les diamètres de coupe (DDIX et DVIINGT) sur la variable hauteur de rejets, sont significatives. C'est le groupe des meilleures moyennes de diamètre

basal et de hauteur de rejets indexé «a» dans le tableau 5.

Ces trois constats autorisent plusieurs interprétations sur le plan pratique. D'abord, couper à RT les individus de plus de 10 cm de diamètre est à prohiber car cela provoque un retard de croissance en hauteur comme en diamètre des rejets de souches au bout de 3 ans. Enfin, les meilleurs traitements obtenus sont la coupe à 20 ou 50 cm de haut (HVIINGT ou HCINQUANTE) des individus de moins et plus de 10 cm de diamètre (DDIX et DVIINGT) aussi bien concernant la

variable hauteur que diamètre basal des rejets au bout de 3 ans de suivi. La meilleure tendance observée dans ce groupe de moyennes est celle présentée par la coupe à 20 ou 50 cm de haut des individus de plus de 10 cm de diamètre (DVINGT).

La coupe basse des individus de plus de 10 cm de diamètre (D_c 20 cm) de *C. glutinosum* est à éviter si on veut empêcher un retard significatif de croissance des rejets par rapport à toutes les autres possibilités de coupe (Figure 5).

Discussion

Taux de survie et production de rejets après coupe

Aucune mortalité de souches n'a été notée au bout de trois ans. Certaines souches basses (ras-de-terre) sont fortement attaquées par les termites mais elles demeureraient encore vivantes. Cela confirme le faible taux de mortalité des souches (3 %) déjà noté en zone sèche du Niger (14) chez les Combretaceae. La production de rejets proventifs est toujours plus élevée que celle des adventifs à ras-de-terre et à 20 cm de hauteur de souches mais pas à 50 cm de hauteur. Cependant, à partir de 20 cm de hauteur de coupe, le diamètre basal comme la hauteur des rejets ne sont pas différents entre traitements mais demeurent significativement plus élevés que ceux enregistrés à ras-de-terre.

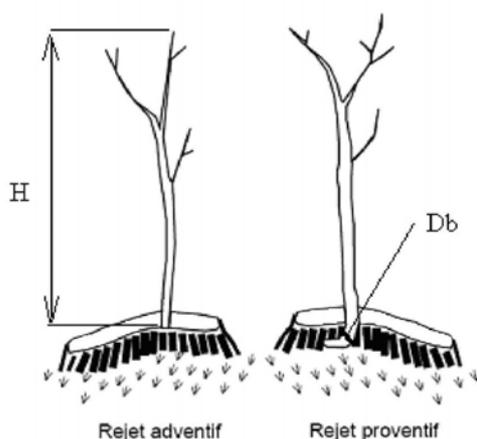


Figure 2: Représentation schématique des types de rejets étudiés. H et Db représentent respectivement la hauteur et le diamètre des rejets mesurés lors du suivi de la régénération. Les rejets adventifs résultent du développement de bourgeons issus de méristèmes primaires néoformés sur le bourrelet cicatriciel du front de coupe de la tige. Les rejets proventifs sont connus comme ceux provenant de bourgeons dormants dont la croissance est stimulée par un stress quelconque (coupe, blessure, feu, etc.).

Sur la base des résultats obtenus, on peut se demander à quelle hauteur il faudrait couper les individus pour assurer une meilleure gestion de la ressource ligneuse. A priori, il serait plus utile de les couper au moins à 20 cm de haut quels que soient leurs diamètres pour une meilleure production de rejets proventifs et une meilleure croissance.

Car, des travaux réalisés dans le domaine de la régénération végétative, il apparaît que (i) les rejets proventifs pourraient permettre un rajeunissement physiologique des souches (7); (ii) les rejets proventifs comme adventifs sont plus nombreux à 50 cm de hauteur de coupe pour l'ensemble de l'essai avec un léger avantage aux adventifs qualifiés de grêles et peu solidement attachés à la périphérie de la section d'abattage par Bellefontaine (5); ces rejets adventifs sont aussi connus pour épuiser davantage la vitalité des souches (7). Le constat ci-dessus établi, militerait donc en faveur d'une coupe systématique des individus à 20 cm de hauteur. Celle-ci n'est pas significativement différente de la coupe à 50 cm de hauteur pour la production de rejets proventifs de loin les meilleurs pour la régénération des taillis [(24) cité par (7)].

Croissance en hauteur et en diamètre

La combinaison des facteurs espèce, hauteur et diamètre de coupe montre que *G. senegalensis* a des tiges plus hautes que *C. glutinosum* sauf à ras-de-terre (RT) chez les tiges de diamètres inférieurs à 10 cm. Cela confirme les résultats obtenus par Louppe (20) comparant la croissance de *G. senegalensis* en saison sèche à une jachère dérobée. Pour Alexandre (1), *G. senegalensis* présente une forte croissance pendant la saison sèche expliquant ses besoins en eau élevés. En deux ou trois ans, la cépée atteint presque sa taille maximale (1). Selon Djibo *et al.* (14), 47% des rejets des Combretaceae dépassent en un an 51 cm de hauteur en zone sahélienne du Niger alors que dans nos parcelles en zone soudanienne la hauteur est de 83 cm au moins quand on coupe à 50 cm de haut, 79 cm à 20 cm de haut et 63 cm à RT. Sur cette base, la coupe à 50 cm de haut serait le bon choix pour une meilleure croissance en hauteur quel que soit le diamètre, si l'on considère l'effet interaction hauteur x diamètre de coupe.

Cependant, ce résultat ne distingue pas les rejets proventifs des adventifs, et certains auteurs tel que Bellefontaine (7) ont déjà mis en évidence que la coupe haute (30-50 cm du sol) épuise les souches; ce qui semble lié à la forte croissance en hauteur des tiges issues des régénérations et à la dominance des rejets adventifs à cette hauteur.

Tableau 2

Résultats de l'ANOVA sur les variables nombre de rejets adventifs et proventifs, hauteur (cm) et diamètre (cm) des rejets.

Sources de variation	Nb. Ind.	SC				DDL	p			
		Nb. Ad.	Nb. Pr.	H	D		Nb. Ad.	Nb. Pr.	H	D
Espèces	90	26,45	4,05	19076	21,88	1	0,203	0,409	0,070	<0,001
Hauteur de coupe (cm)	60	596,03	96,13	135934	80,84	2	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Diamètre de coupe (cm)	90	4,67	4,67	1555	6,98	1	0,592	0,376	0,603	0,042
Espèces x Hauteur de coupe (cm)	30	16,90	14,40	4278	12,36	2	0,594	0,299	0,688	0,027
Espèces x Diamètre de coupe (cm)	45	2,94	1,25	3873	0,01	1	0,670	0,647	0,412	0,947
Hauteur de coupe (cm) x Diamètre de coupe (cm)	30	78,21	28,31	42001	13,10	2	0,092	0,095	0,027	0,022
Espèces x Hauteur de coupe (cm) x Diamètre de coupe (cm)	15	52,81	26,53	35203	2,67	2	0,198	0,110	0,049	0,452
Erreur		2716,93	995,20	960403	280,65	168				

Nb. = nombre; Ind. = individus ou pieds exploités; Ad. = rejets adventifs ; Pr. = rejets proventifs ; SC = somme des carrés des écarts ; H = hauteur ; D = diamètre basal ; DDL = degrés de liberté ; p = probabilité d'erreur.

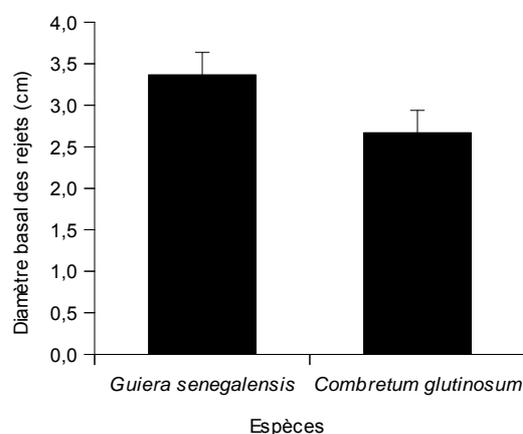


Figure 3: Croissance en diamètre basal (cm) des rejets de souche en fonction des espèces (le diamètre basal représente celui de tous les rejets confondus par espèce ; les espèces se trouvent dans la mise en défens de Keur Mary dans le Bassin arachidier ; une mise en défens dans le contexte de l'expérience est une zone fermée à l'exploitation pour favoriser la résilience des savanes arbustives ; les diamètres sont mesurés à la base des rejets au niveau de leurs points d'insertion sur la souche).

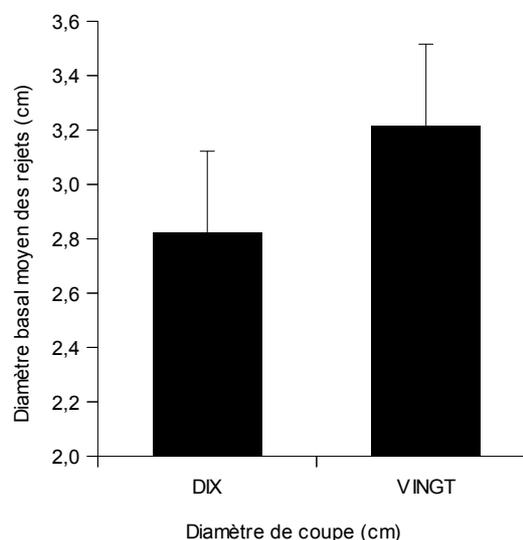


Figure 4: Croissance en diamètre basal (cm) des rejets de souche en fonction des classes de diamètre (cm) de coupe (les individus coupés se trouvent dans la mise en défens de Keur Mary dans le Bassin arachidier ; le diamètre basal représente celui de tous les rejets confondus par souche ; DIX = classe de diamètre de coupe 0-10 cm ; VINGT = classe de diamètre de coupe 10-20 cm).

Tableau 3

Effets de la hauteur de coupe sur le nombre de rejets adventifs et proventifs et sur la hauteur (cm) et le diamètre basal (cm) des rejets.

Variabes	RT	VINGT	CINQUANTE	Intervalle de confiance (erreur type)
Nombre moyen de rejets adventifs	0,97 ^a	3,58 ^b	5,40 ^b	± 1,02
Nombre moyen de rejets proventifs	2,75 ^a	4,28 ^b	4,32 ^b	± 0,62
Diamètre moyen des rejets	2,07 ^a	3,51 ^b	3,47 ^b	± 0,33
Hauteur moyenne des rejets	185,53 ^a	237,83 ^b	248,38 ^b	± 19,27

Hauteur de coupe : RT (ras-de-terre) ; VINGT (20 cm de haut) ; CINQUANTE (50 cm de haut). Les moyennes affectées du même exposant ne sont pas significativement différentes au seuil $\alpha=0,05$.

Tableau 4
Influence de l'espèce et de la hauteur de coupe sur le diamètre basal (cm) des rejets.

Espèces	RT	VINGT	CINQUANTE
<i>G. senegalensis</i>	2,09 ^a	3,88 ^b	4,13 ^b
<i>C. glutinosum</i>	2,05 ^a	3,14 ^b	2,81 ^{ab}

Hauteur de coupe : RT (ras-de-terre) ; VINGT (20 cm de haut) ; CINQUANTE (50 cm de haut). Les moyennes affectées d'un même exposant ne sont pas significativement différentes au seuil $\alpha=0,05$. Intervalle de confiance déterminé avec l'erreur type = $\pm 0,47$ cm pour toutes les moyennes.

Celles-ci sont toujours plus vigoureuses que les semis naturels. L'option de coupe à 50 cm de haut devrait donc être réexaminée selon les espèces et les diamètres. Ce réexamen inspiré par Peltier *et al.* (22) et approfondi avec les résultats obtenus sur les deux espèces étudiées, au regard des résultats discutés précédemment, confirme le choix de la coupe systématique à 20 cm de hauteur pour tous les diamètres car produisant à cette hauteur beaucoup moins de rejets adventifs.

Conclusion

Les facteurs étudiés ainsi que leur interaction n'ont pas d'effets sur le taux de survie des deux espèces après 3 ans. Par contre, ils ont des effets significatifs sur la régénération et la croissance. Une partie essentielle de l'hypothèse de travail est confirmée. Le facteur espèce a des effets significatifs sur la croissance en diamètre des rejets de souches. Celle-ci est plus importante chez *G. senegalensis*. La hauteur de coupe a une influence hautement significative sur l'ensemble des variables étudiées. C'est le facteur déterminant du comportement des espèces après exploitation.

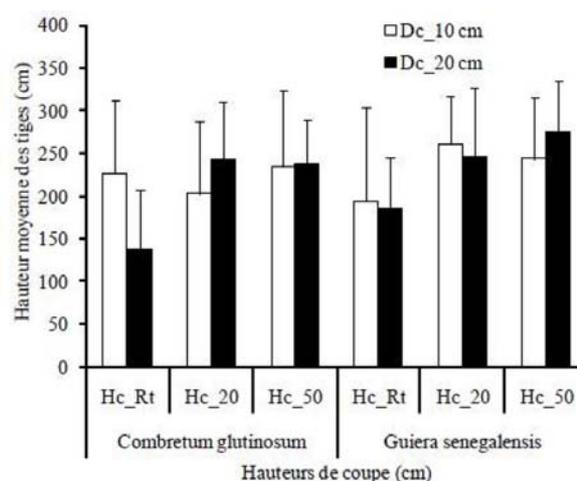


Figure 5: Effets espèces x hauteur x diamètre de coupe sur la hauteur des tiges (Hc : hauteur de coupe ; RT : ras-de-terre ; 20 et 50 sont les niveaux (en cm) du facteur « hauteur de coupe » ; Dc : diamètre de coupe ; 10 et 20 sont les niveaux maximum (en cm) des classes du facteur « diamètre de coupe » ; le site d'étude est la mise en défens de Keur Mary dans le Bassin arachidier ; les hauteurs sont mesurées à partir des points d'insertion des rejets sur la souche).

Vingt et 50 cm de hauteur de coupe fournissent plus de rejets et permettent une plus forte croissance. Les effets de ces deux hauteurs de coupe sont significativement différents de ceux de la coupe à ras-de-terre. Les différences ne sont pas significatives entre elles. Le diamètre de coupe a une très faible influence sur la régénération et la croissance des rejets de souches. Dans ces savanes soumises au régime de taillis simple, il est rare d'observer des Combretaceae de plus de 20 cm de diamètre.

Dans une perspective de durabilité, on devrait tendre vers la production davantage de rejets proventifs qu'adventifs. Ce faisant, on réduirait le rythme de croissance aussi bien en diamètre qu'en

Tableau 5
Influence de la hauteur et du diamètre de coupe sur le diamètre basal et la hauteur des rejets de souches.

Hauteur/diamètre de coupe	Diamètre basal moyen (cm)		Hauteur moyenne (cm)	
	DDIX	DVINGT	DDIX	DVINGT
RT	2,24 ^{ab}	1,90 ^b	210,00 ^{ab}	161,07 ^b
HVINGT	3,04 ^{ab}	3,99 ^a	231,57 ^a	244,10 ^a
HCINQUANTE	3,19 ^a	3,76 ^a	239,00 ^a	257,77 ^a
Intervalle de confiance (erreur type)	$\pm 0,47$	$\pm 0,47$	$\pm 27,25$	$\pm 27,25$

H : hauteur de coupe ; RT : ras-de-terre ; VINGT : 20 cm de haut ; CINQUANTE : 50 cm de haut ; D : diamètre de coupe ; DIX : 10 cm ; VINGT : 20 cm. Dans les deux premières et les deux dernières colonnes, les moyennes affectées d'un même exposant ne sont pas significativement différentes au seuil $\alpha=0,05$.

hauteur en privilégiant la coupe à 20 cm, fatiguant moins les souches. Mais inversement, on pourrait penser que ce que l'on perd en termes de croissance en hauteur et en diamètre, on le rattraperait en termes de nombre de tiges proventives et en termes de production favorisée par l'élimination des gourmands (adventifs) dans le cadre d'une coupe systématique à 20 cm de haut. Cette piste de recherche devrait être approfondie

dans le temps et dans l'espace.

Remerciements

Les auteurs remercient le African Forest Research Network, la Coopération Technique Belge, l'Agence Universitaire de la Francophonie, la Fondation David et Alice Van Buuren et les agents du PERACOD (Lamine Bodian, Martial Charpin, Abdou Salam Ba) ainsi que Lansana Diatta.

Références bibliographiques

- Alexandre D.Y., 2002, Initiation à l'agroforesterie en zone sahélienne. Les arbres des champs du Plateau Central au Burkina Faso, IRD Editions et Karthala, Paris, 220 p.
- Anonyme, 1991, Propositions de Recherches Agroforestières pour le système du Bassin arachidier du Sénégal, Rapport N° 37, SALWA/ ICRAF, Nairobi, Kenya, 88 p.
- Anonyme, 1999, Zone écogéographique du bassin arachidier. Schéma directeur. Appui au programme national de foresterie rural du Sénégal. Ministère de l'environnement et de la protection de la nature, République du Sénégal, 46 p.
- Bazile D., 1998, La gestion des espèces ligneuses dans l'approvisionnement en énergie des populations. Cas de la zone soudanienne du Mali. Thèse de doctorat, Université de Toulouse Le Mirail, 335 p.
- Bellefontaine R., 1995, Choix du type de régénération pour aménager les forêts tropicales sèches. Cinquième rencontre tripartite de chercheurs d'Afrique de l'Ouest, Korhogo, République de Côte d'Ivoire.
- Bellefontaine R., 1997, Synthèse des espèces des domaines sahélien et soudanien qui se multiplient naturellement par voie végétative. In: J.M.d'Herbés, J.M. Ambouta, R. Peltier (Editeurs), Fonctionnement et gestion des écosystèmes forestiers contractés sahéliens, John Libbey Eurotext, Paris, pp. 95-104.
- Bellefontaine R., 1998, La multiplication végétative spontanée des ligneux sahéliens. Rencontre des chercheurs, enseignants et praticiens de la multiplication végétative des ligneux forestiers, fruitiers et ornementaux. Montpellier, CIRAD-Forêt, 14 p.
- Bodian A., Koita B., Donfack P., Yossi H., 1998, Typologie des jachères et diversité végétale. In: C. Floret (Editeur), Raccourcissement du temps de jachère, biodiversité et développement durable en Afrique centrale (Cameroun) et en Afrique de l'Ouest (Mali, Sénégal) rapport final C.C.E. (Commission des Communautés Européennes), Paris, pp. 37-46.
- Bodian M.L., Jorez J-P., 2009, La mise en aménagement participative des forêts au Sénégal. Enseignements tirés de l'approche PERACOD, Dakar, PERACOD, 35 p.
- Bonnet P., Arbonnier M., Grard P., 2008, Ligneux du Sahel. Outil graphique d'identification. CD-Rom. Editions Quae, Versailles, France.
- Catinot R., 1994, Aménager les savanes boisées africaines - un tel objectif semble désormais à notre portée. Bois et Forêts des Tropiques, **241**, 53-70.
- Diatta M., Grouzis M. & Faye E., 1998, Typologie de la végétation ligneuse en zone soudanienne. Bois et Forêts des Tropiques, **257**, 23-36.
- Djibo H., Montagne P., Geesing D., Peltier R. & Touré A., 1997, L'aménagement villageois sylvo-pastoral de la formation de brousse tachetée de Tientiergou arrondissement de Say, Niger. In: J.M. d'Herbés, J.M. Ambouta, R. Peltier (Editeurs), Fonctionnement et gestion des écosystèmes forestiers contractés sahéliens, John Libbey Eurotext, Paris, pp. 203-215.
- Eyog Matig O., Adjanohoun E., De Souza S. & Sinsin B., 2001, Programme de Ressources génétiques forestières en Afrique du Sud du Sahara (SAFORGEN). Réseau « Espèces ligneuses Médicinales ». Compte rendu de la première réunion du réseau, 15-17 décembre 1999, Cotonou, Bénin, 131 p.
- FAO, 1999, Schéma Directeur Zone Ecogéographique du Bassin Arachidier. FAO, Rome, 46 p.
- Faye E., 2000, Etude de la dynamique des souches ligneuses dans le cycle culture-jachère en zone soudanienne. Mémoire d'Ingénieur UPB/IDR, 103 p.
- Guèye S., 2005, Plan d'aménagement et de gestion sylvo-pastorale de la forêt classée de Dankou. Rapport de consultation, MN/MEPN/GTZ, 80 p.
- Kremer W., 2003, Capitalisation des acquis du PAGERNA dans le domaine de la réhabilitation du couvert végétal et de l'habitat de la faune sauvage. Rapport interne, MEPN/GTZ, 28 p.
- Loupe D., 1991, « *Guiera sengalensis*, espèce agroforestière? » Bois et Forêt des Tropiques, **228**, 41-51.
- Nouvellet Y., 1992, Evolution d'un taillis de formation naturelle en zone soudanienne du Burkina Faso. Thèse Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 356 p.
- Peltier R., Lawali E.M. & Montagne P., 1994, Aménagement villageois des brousses tachetées au Niger. 1^{ère} partie le milieu: potentiel et contraintes. Bois et Forêts des Tropiques, **242**, 59-76.
- Poffenberger M., McGean B. & Khare A., Campbell J., 1992, Field method manual, Volume II. Community Forest Economy and Use Pattern: Participatory Rural Appraisal (PRA) Methods in South Gujarat, India - Society for Promotion of Wastelands Development, New Delhi.
- Poskin A., 1939, Traité de sylviculture. Bibliothèque Agronomique Belge N°5. Ed. J. Duculot, Gembloux, La Maison Rustique, 518 p.
- Thiombiano A., Schmidt M., Kreft H. & Guinko S., 2006, Influence du gradient climatique sur la distribution des espèces de Combretaceae au Burkina Faso (Afrique de l'Ouest). Candollea, **61**, 189-213.
- Trochain J., 1940, Contribution à l'étude de la végétation du Sénégal. Mémoire de l'Institut Français d'Afrique Noire (IFAN), Paris, Librairie Larose, 433 p.

Structure spatiale des trois espèces les plus abondantes dans la Réserve Forestière de la Yoko, Ubundu, République Démocratique du Congo

S. Kumba^{1*}, H. Nshimba², L. Ndjele², C. De Cannière¹, M. Visser¹ & J. Bogaert³

Mots clés : Structure spatiale- Voisin le plus proche- Mode de dispersion de diaspores- Réserve Forestière de la Yoko

Keywords : Spatial pattern- Nearest-neighbor- Diaspore dispersal mode- Yoko Forest Reserve

Résumé

La structure spatiale des espèces est l'un des paramètres clés en écologie pour la compréhension des processus écologiques et du fonctionnement des écosystèmes forestiers. Cette étude analyse la structure spatiale de trois espèces végétales à l'échelle locale. Il s'agit notamment de *Gilbertiodendron dewevrei* (De Wild) J. Léonard, *Scorodophloeus zenkeri* Harms et *Uapaca guineensis* Mull. Arg., avérées plus abondantes à la suite d'un inventaire forestier dans la Réserve Forestière de la Yoko en République Démocratique du Congo. La méthode de Clark et Evans et celle de Hines et Hines, basées sur des distances entre voisins les plus proches ont été utilisées. L'analyse a été réalisée dans deux parcelles de taille différente : 6,25 et 25 ha dans la même zone d'étude. La méthode de Clark et Evans a fait apparaître une distribution aléatoire dans la parcelle de 6,25 ha et une distribution agrégée dans celle de 25 ha, et ceci pour les trois espèces. La T-Square Sampling Procedure associée au test statistique de Hines et Hines a révélé une distribution agrégée aux deux étendues pour les trois espèces. Il ressort de cette étude que la structure agrégée est le principal modèle spatial observé chez les espèces les plus abondantes de la Réserve Forestière de la Yoko. Les conditions du milieu combinées au mode de dispersion des diaspores caractérisée par des faibles distances pourraient expliquer la distribution agrégée de ces espèces. La méthode de Clark et Evans s'est avérée sensible à l'effet de l'étendue inventoriée lors de l'analyse de la structure spatiale. En effet, la distribution aléatoire observée sur 6,25 ha est devenue agrégée après augmentation de l'étendue à 25 ha. Parce que moins sensible au changement de l'étendue, la T-Square Sampling Procedure

apparaît plus adaptée pour l'analyse de la structure spatiale des espèces de cette forêt.

Summary

Spatial Pattern of the Three Most Abundant Species in the Yoko Forest Reserve, Ubundu, Democratic Republic of the Congo

The spatial pattern of species is one of the key parameters studied in ecology for the understanding of the ecological processes and functioning of forest ecosystems. This study analyzes the spatial pattern of three plant species at a local scale: *Gilbertiodendron dewevrei* (De Wild) J. Léonard, *Scorodophloeus zenkeri* Harms and *Uapaca guineensis* Müll. Arg., for which a forest inventory in the Yoko Forest Reserve in the Democratic Republic of the Congo showed that they were characterized by a high abundance. The methods of Clark and Evans and of Hines and Hines, based on the distances between nearest neighbors, were used. The analysis was carried out in two plots of different sizes: 6.25 and 25 ha. The method of Clark and Evans showed a random distribution for the 6.25 ha plot and an aggregated distribution at 25 ha, and this for all three species. The T-Square Sampling Procedure associated with the statistical test of Hines and Hines revealed an aggregated distribution for the two plot sizes and for all three species. It appears from this study that the aggregated distribution is the main spatial pattern observed for the most abundant species of the Yoko Forest Reserve. Environmental conditions combined with the seed dispersal mode characterized by weak distances could explain this aggregated distribution. The method of Clark and Evans proved to be sensitive to the effect of the extent of the plot. Indeed, the random distribution

1 Université Libre de Bruxelles, Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique.

2 Université de Kisangani, Faculté des Sciences, Laboratoire d'Ecologie et Gestion de la Biodiversité Végétale, Kisangani, République Démocratique du Congo.

3 Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.

* Auteur correspondant : E-mail : sylvakulubemba@yahoo.fr

observed for a 6.25 ha plot has changed to an aggregated distribution after the extent was increased to 25 ha. Because less sensible to the plot size, the T-Square Sampling Procedure

appears more suitable for spatial pattern analysis of species in this forest.

Introduction

La structure spatiale des espèces représente l'arrangement spatial des individus dans la forêt et constitue un thème central en écologie (34). Plusieurs travaux ont montré comment l'analyse de la structure spatiale pouvait servir de description des peuplements forestiers, mais aussi donner des pistes pour l'étude de leur dynamique (33). La compréhension précise des structures spatiales forestières est l'une des clés pour la gestion durable des forêts hétérogènes (17, 35). Connaître la structure spatiale des individus en forêts hétérogènes peut améliorer la connaissance de ces milieux et la compréhension des processus écologiques qui y interviennent (29, 35). La recherche de l'information spatiale pour chaque espèce arborescente est de plus en plus considérée par les aménagistes et les forestiers comme un moyen d'améliorer la gestion et/ou la conservation des essences forestières tropicales (48).

En écologie, on reconnaît classiquement dans le plan horizontal d'un espace géographique trois types de distributions spatiales d'éléments ponctuels: aléatoire, agrégée et uniforme ou régulière (9, 26). Suivant l'emplacement des individus dans l'espace, trois types de configurations spatiales sont possibles selon la probabilité qu'un autre individu puisse se trouver à proximité. Pour une distribution aléatoire, la probabilité est non affectée, elle est augmentée pour une distribution agrégée et enfin réduite pour une distribution uniforme (4, 29).

Les causes de la distribution spatiale des espèces sont multiples. Les unes endogènes, de nature biologique, sont liées à la compétition, à la reproduction, aux relations entre plantes et animaux et à la régénération des espèces. Les autres causes sont exogènes, de nature pédologique, topographique, ou encore climatique (21, 43). La structure spatiale des arbres est de ce fait considérée comme le résultat des interactions entre les individus (concurrence, etc.) et leur environnement. Ce dernier comprend des facteurs biotiques (les pollinisateurs, les agents pathogènes et les herbivores) et abiotiques (la géologie, la topographie et le climat) (12).

La Réserve Forestière de la Yoko regorge d'importantes essences forestières dont la conservation ou l'exploitation nécessite des informations sur leur organisation spatiale ainsi que leur écologie. De nombreuses études avancent une prédominance de la répartition agrégée pour la majorité des espèces de forêts tropicales (5), et pour la plupart des espèces structurantes (7, 8, 18). Dans la Réserve Forestière de la Yoko en R.D. Congo, peu d'études ont été réalisées sur l'analyse de la structure spatiale des espèces et les connaissances sur ce thème ne sont que fragmentaires.

La présente étude cherche à fournir des réponses aux questions suivantes: quels sont les modèles de distribution spatiale pour les espèces les plus abondantes de la Réserve Forestière de la Yoko? Y a-t-il un lien entre le mode de dispersion de l'espèce et la structure spatiale observée? Le changement de l'étendue inventoriée lors de l'analyse peut-il modifier la distribution spatiale de l'espèce? Laquelle de deux méthodes des distances entre voisins les plus proches, la technique de Clark et Evans et celle de la *T-Square Sampling Procedure* de Hines et Hines, est plus adaptée pour l'analyse de la distribution spatiale des espèces dans les conditions de la Réserve Forestière de la Yoko? Les résultats obtenus sont pertinents pour la gestion et la conservation des espèces abondantes de la Réserve Forestière de la Yoko.

Matériel et méthodes

Site d'étude

Cette étude a été menée dans la Réserve Forestière de la Yoko située à 32 km de la ville de Kisangani sur la rive gauche du fleuve Congo, dans le territoire d'Ubundu en Province Orientale de la R.D. Congo (0°29'10"N ; 25°28'91"E). L'altitude moyenne de la région est de 435 m et le climat est de type Af selon la classification de Köppen (32). La température moyenne oscille autour de 25°C et les précipitations annuelles varient de 1500 à 2000 mm avec une moyenne de 1750 mm. Tout au long de l'année, la région est marquée par une longue saison des pluies interrompue par deux petites saisons sèches: la première allant de décembre à janvier et la seconde de juin à août (32). La

végétation est une forêt dense humide semi-décidue (2, 3, 25).

Choix des espèces étudiées

L'inventaire forestier a été réalisé sur une parcelle de 25 ha dans la Réserve Forestière de la Yoko. Tous les arbres dont le diamètre, à hauteur de la poitrine (Dhp), est supérieur à 10 cm ont été mesurés, identifiés, numérotés et marqués. Les trois espèces les plus abondantes en nombre d'individus ont été retenues et ont fait l'objet d'analyse de leur structure spatiale. Le type de diaspores et le mode de dispersion ont été déterminés suivant la classification de Dansereau & Lems (11) (Tableau 1).

Approches méthodologiques et modèles statistiques

Pour tester l'effet de l'étendue inventoriée sur la distribution spatiale des espèces, l'analyse de la structure spatiale a été réalisée sur deux parcelles : de 6,25 et 25 ha. Nous avons de ce fait établi une parcelle de 6,25 ha (250 m x 250 m) laquelle a été agrandie à 25 ha (500 m x 500 m).

Il existe plusieurs techniques pour caractériser la distribution spatiale des arbres dans la forêt (30). Dans le cadre de la présente étude, nous avons utilisé deux méthodes basées sur la mesure des distances entre voisins les plus proches. Il s'agit de la Nearest-Neighbor Method associée au test de Clark et Evans (6, 35) et la *T-Square Sampling Procedure* associée au test de Hines et Hines (19, 15). Elles testent l'hypothèse d'une distribution aléatoire. Les deux techniques sont peu complexes dans la pratique, peu coûteuses et ne nécessitent que la mesure des distances entre tous les arbres. Ces mesures ont été faites à l'aide d'un mètre laser (Leica Disto A5).

La méthode du plus proche voisin de Clark et Evans est basée sur la densité de la population à étudier (4). La distance entre un individu et son voisin le plus proche (r_i) est mesurée pour tous les individus se trouvant dans la zone d'étude. L'indice d'agrégation de Clark et Evans (R) est obtenu par

le rapport entre la distance moyenne observée (\bar{r}_o) et la distance attendue jusqu'au voisin le plus proche (\bar{r}_e).

Clark et Evans (6) ont défini les valeurs de l'indice d'agrégation (R) pour caractériser la distribution spatiale. La distribution est aléatoire si la valeur de l'indice est égale à 1 ; elle est agrégée lorsqu'elle est inférieure à 1 et tend vers 0 ; pour une distribution uniforme, l'indice s'approche d'une limite supérieure d'environ 2,15 (6, 35, 41). Un test de significativité a été réalisé pour vérifier si la distribution observée était différente ou non de la distribution aléatoire. Selon Clark et Evans (6), pour que la différence soit significative, la déviation standard normale doit être comprise entre 1,96 et 2,58. Si elle est supérieure à 1,96, il y a une déviation de la distribution observée au niveau de significativité $\alpha=0,05$. Et si de plus, elle est supérieure à 2,58, on a une déviation de la distribution au niveau de significativité $\alpha=0,01$. La déviation standard normale (C) est obtenue par :

$$C = \frac{\bar{r}_o - \bar{r}_e}{S_r} \quad (I)$$

où S_r , l'erreur standard de la distance au voisin le plus proche, est calculée comme suit :

$$S_r = \frac{0,26136}{\sqrt{n\varphi}} \quad (II)$$

avec n et φ respectivement le nombre et la densité d'individus dans la zone d'étude. La distance attendue au voisin le plus proche (\bar{r}_e) est obtenue par :

$$\bar{r}_e = \frac{1}{2\sqrt{\varphi}} \quad (III)$$

La *T-Square Sampling Procedure* est une méthode d'échantillonnage ne se basant pas sur la densité de la population. Cette technique est utilisée lorsqu'on ne dispose pas d'une carte de la population ou de la végétation à étudier (4). Dans ce cas, des positions aléatoires sont choisies dans

Tableau 1
Famille, type et mode de dispersion des diaspores et densité des trois espèces les plus abondantes (Réserve Forestière de la Yoko, Ubundu, R.D. Congo).

Espèce	Famille	Diaspore	Mode de dispersion	Densité (nombre d'individus. ha ⁻¹)	
				6,25 ha	25 ha
<i>Gilbertiodendron dewevrei</i>	Fabaceae	Ballochore	Autochore	64,96	66,08
<i>Scorodophloeus zenkeri</i>	Fabaceae	Ballochore	Autochore	99,68	97,48
<i>Uapaca guineensis</i>	Euphorbiaceae	Sarcochore	Zoochore	29,44	30,08

la zone d'étude. Pour chaque position aléatoire (x), deux mesures de distance sont prises : la première mesure est la distance de la position aléatoire (x) à l'individu le plus proche (y) de la même espèce ; la seconde mesure est la distance entre (y) et son voisin de la même espèce (z) le plus proche à condition que l'angle formé par xyz soit supérieur à 90° . Si le voisin le plus proche ne se trouve pas à l'intérieur de cet angle, la distance avec un autre voisin est recherchée de sorte à satisfaire cette condition. La procédure est répétée pour une série de positions aléatoires dans la zone d'étude (4).

Sur base des données issues de cette méthode, le test de Hines et Hines (h_T) est utilisé pour tester l'hypothèse d'une distribution aléatoire dans la population (19). Il est obtenu par :

$$h_T = \frac{2n \left\{ 2 \sum (x_i^2) + \sum (z_i^2) \right\}}{\left\{ (\sqrt{2} \sum x_i) + \sum z_i \right\}^2} \quad (IV)$$

avec n la taille de l'échantillon (le nombre de points aléatoires); x_i la distance entre le point aléatoire et l'individu le plus proche et z_i la *T-square distance* entre l'individu et le voisin le plus proche.

Pour une distribution aléatoire, la valeur du test est de 1,27 ; des valeurs inférieures à 1,27 indiquent une distribution uniforme, et des valeurs supérieures à 1,27 indiquent une distribution agrégée. Le résultat de ce test est évalué par rapport à des valeurs critiques dans la table de Hines et Hines afin de tester la significativité statistique (1, 19).

Résultats

Les inventaires forestiers réalisés dans les 25 ha ont montré que *Gilbertiodendron dewevrei*, *Scorodophloeus zenkeri* et *Uapaca guineensis* étaient les plus abondantes sur les 169 identifiées dans le milieu d'étude. Les pourcentages de densité étaient respectivement de 18,8%, 27,7% et 8,5%. Elles ont de ce fait été retenues pour l'analyse de leurs structures spatiales. La détermination du mode de dispersion a montré que *Gilbertiodendron dewevrei* et *Scorodophloeus zenkeri* sont autochores car elles éjectent seules leurs graines. Leurs diaspores sèches et charnues déhiscentes tombent sous l'arbre reproducteur et ne disséminent pas loin au-delà de la limite du houppier de la plante mère. *Uapaca guineensis* est une espèce zoochore, ses diaspores possèdent une enveloppe tendre et sont charnues indéhiscentes. La dispersion de ses graines est assurée par les animaux (Tableau 1).

Indice d'agrégation de Clark et Evans

L'indice d'agrégation a donné des valeurs inférieures à 1 pour les trois espèces dans la parcelle de 6,25 ha (Tableau 2).

La distance moyenne observée est inférieure à la distance attendue pour toutes les trois. Elle est 4% plus petite qu'attendue pour *Gilbertiodendron dewevrei*, 1% plus petite qu'attendue pour *Scorodophloeus zenkeri* et 2% pour *Uapaca guineensis*, ce qui pourrait indiquer une distribution agrégée.

Néanmoins pour confirmer ces résultats, le test de signification pour l'éloignement de la distribution aléatoire a été réalisé. Il a révélé que la distribution trouvée pour les trois espèces n'est pas significativement différente d'une distribution aléatoire car les valeurs obtenues de la déviation standard ne dépassent pas le seuil de significativité (Tableau 2).

Les valeurs de l'indice d'agrégation de Clark et Evans obtenues dans la parcelle de 25 ha sont inférieures à 1. La distance moyenne observée pour les trois espèces est inférieure à la distance attendue. Elle est 33% plus petite qu'attendue pour *Gilbertiodendron dewevrei*, 24% plus petite qu'attendue pour *Scorodophloeus zenkeri* et 28% plus petite qu'attendue pour *Uapaca guineensis*, ce qui indique une distribution agrégée pour toutes les trois espèces.

Le test de significativité a confirmé ces résultats en montrant que la distribution observée pour les trois espèces est significativement différente d'une distribution aléatoire ($p < 0,01$; Tableau 2).

Test de Hines et Hines

Le test de Hines et Hines appliqué aux trois espèces pour l'étendue inventoriée de 6,25 ha a donné des valeurs supérieures à 1,27 (Tableau 3). Lorsque ces résultats sont évalués par rapport à des valeurs critiques dans le tableau de Hines et Hines, le test révèle qu'il y a une différence significative avec la distribution aléatoire au niveau $\alpha = 0,05$. Les trois espèces montrent une distribution agrégée.

La structure n'a pas changé après augmentation de l'étendue inventoriée à 25 ha. Elle est restée agrégée pour les trois espèces. Les valeurs obtenues sont supérieures à 1,27. Lorsqu'elles sont comparées à des valeurs critiques dans le tableau de Hines et Hines, elles confirment une distribution agrégée significativement différente d'une distribution aléatoire ($p < 0,05$; Tableau 3).

Tableau 2
Paramètres calculés pour la méthode de Clark et Evans (Réserve Forestière de la Yoko, Ubundu, R.D. Congo).

Paramètres calculés	<i>Gilbertiodendron dewevrei</i>	<i>Scorodophloeus zenkeri</i>	<i>Uapaca guineensis</i>
			6,25 ha
<i>n</i>	406	623	184
φ (nombre d'individus. m ⁻²)	0,006	0,009	0,003
$r_{i,min}$ (m)	1,00	0,90	1,61
$r_{i,max}$ (m)	10,20	15,42	15,12
\bar{r}_o (m)	6,87	5,52	9,80
\bar{r}_e (m)	7,14	5,56	10,00
<i>R</i>	0,96	0,99	0,98
<i>S_r</i>	0,17	0,11	0,35
<i>C</i>	1,57	0,36	0,57
		25 ha	
<i>n</i>	1652	2437	752
φ (nombre d'individus. m ⁻²)	0,007	0,009	0,003
$r_{i,min}$ (m)	0,81	0,62	1,24
$r_{i,max}$ (m)	17,24	12,32	11,53
\bar{r}_o (m)	3,99	3,95	6,57
\bar{r}_e (m)	5,97	5,21	9,13
<i>R</i>	0,67	0,76	0,72
<i>S_r</i>	0,07	0,05	0,17
<i>C</i>	28,28**	26,00**	15,05**

n : nombre d'individus dans la zone d'étude; φ : densité de la population ; $r_{i,min}$ et $r_{i,max}$: distance minimale et maximale au voisin le plus proche ; \bar{r}_o : distance moyenne observée jusqu'au voisin le plus proche; \bar{r}_e : distance attendue jusqu' au voisin le plus proche ; *R* : indice d'agrégation ; *S_r* : erreur standard de la distance attendue jusqu'au voisin le plus proche ; *C* : déviation standard normale, ** = $p < 0,01$.

Tableau 3
Paramètres calculés pour la T-Square Sampling Procedure (Réserve Forestière de la Yoko, Ubundu, R.D. Congo).

Espèce	Superficie inventoriée			
	6,25 ha		25 ha	
	<i>n</i>	<i>h_T</i>	<i>n</i>	<i>h_T</i>
<i>G. dewevrei</i>	51	1,34*	211	1,33*
<i>S. zenkeri</i>	88	1,33*	349	1,30*
<i>U. guineensis</i>	31	1,36*	131	1,32*

n : nombre de positions aléatoires dans la zone d'étude ; *h_T* : test statistique de Hines et Hines ; * = $p < 0,05$.

Discussion

La distribution agrégée, modèle de répartition spatiale chez les espèces abondantes de la Yoko

Les résultats obtenus montrent dans l'ensemble une distribution agrégée pour les trois espèces étudiées. Ces résultats rejoignent plusieurs études qui ont mis en évidence une prédominance des espèces à répartition agrégée dans les forêts tropicales (5, 8, 24). Nshimba (32) a utilisé la méthode de Clark et Evans pour caractériser la structure spatiale de *Gilbertiodendron dewevrei*

dans la forêt inondée de l'île Mbiye aux environs de Kisangani. Il a trouvé une structure agrégée pour une parcelle de 3 ha avec l'indice d'agrégation égal à 0,93, ce qui est proche d'une distribution aléatoire. Pour notre étude dans la Réserve forestière de la Yoko, où l'étendue inventoriée est sur une terre ferme, nous avons trouvé pour la même espèce une structure aléatoire avec l'indice d'agrégation 0,96 pour 6,25 ha et une agrégation sur 25 ha avec l'indice d'agrégation égal à 0,67.

La différence pour les deux études pourrait se justifier d'abord par le milieu d'étude et ensuite la superficie inventoriée, qui ne sont pas les mêmes dans les deux cas. Selon une étude antérieure, *Gilbertiodendron dewevrei* préfère les sols sablonneux de la partie orientale de la cuvette centrale où elle constitue des peuplements pratiquement purs en terre ferme, bien qu'on la retrouve également à proximité des cours d'eau et dans les bas-fonds humides (32).

Les trois espèces agrégées ont montré des densités très élevées dans la forêt étudiée. *Scorodophloeus zenkeri* est largement présente dans la partie sud de la Réserve Forestière de la Yoko, ce qui classe la végétation étudiée dans le groupe de forêts mésophiles semi-caducifoliées à

Scorodophloeus zenkeri (23). La distribution agrégée de *Scorodophloeus zenkeri* et *Uapaca guineensis* pourrait se justifier par les conditions du milieu qui seraient favorables à leur croissance et leur développement. Au Gabon, Reitsma (37) qui n'a pas utilisé les mêmes techniques que nous, n'a pas révélé dans son étude des distributions aléatoires ou régulières. Par contre des distributions agrégées ont été trouvées dans tous les sites.

Le mode de dispersion des diaspores, principal facteur endogène induisant la structure spatiale des espèces

La position des individus dans l'espace dépend en partie du mode de dissémination des graines de l'espèce (7, 22, 31). Pour certains auteurs (38, 42), les espèces disséminées à courte distance sont de 20 à 50 m du tronc du semencier quelque soit le mode de dispersion. Nous avons constaté dans l'ensemble que les distances maximales obtenues entre voisins les plus proches sont très courtes. Elles n'excèdent pas 20 m pour les espèces étudiées (Tableau 2). Elles sont plus courtes d'autant que l'agrégation des individus est plus importante.

L'agrégation apparaît comme la conséquence de la faible distance à laquelle les graines sont dispersées (20). De ce fait, le mode de dispersion des diaspores d'une espèce serait le principal facteur endogène responsable de sa structure spatiale (20, 31). Pour ce qui concerne le type de diaspores, la Réserve Forestière de la Yoko est dominée dans l'ensemble et en termes d'importance par les sarcochores (3). Cependant, les ballochores viennent en seconde position et prédominent chez les Caesalpinioideae (26).

Des résultats similaires ont été trouvés dans d'autres forêts d'Afrique Centrale, au Gabon et en République Centrafricaine (13, 47). La plupart des études concernant la ballochorie ont montré que la dispersion des graines pour ce mode est limitée. Elle s'effectue à de très faibles distances, généralement sous le pied du producteur (13). En forêt guyanaise selon Forget (16), les graines de l'espèce autochore *Eperua falcata* (Caesalpinaceae), sont dispersées jusqu'à 30 m du pied porteur lors de l'éclatement des gousses, avec une majorité des graines à moins de 10 m (près de 60%) soit approximativement sous la couronne. Pour De Foresta *et al.* cités par Traissac (42), la distance de dispersion est de quelques mètres pour les graines autochores, à plusieurs centaines de mètres pour des dispersions par des oiseaux, chauves-souris, etc.

Cependant, le mode de dispersion n'est pas l'unique facteur qui explique la structure spatiale des espèces. D'autres facteurs écologiques tels que le sol et la topographie seraient vraisemblablement impliqués dans le mode d'agrégation des espèces (43). Cela est probablement le cas dans notre étude pour *Uapaca guineensis* (Euphorbiaceae). Cette espèce est sarcochore et a montré une distribution agrégée. L'agrégation pourrait dans ce cas s'expliquer par les conditions d'habitat qui seraient favorables à son installation.

D'autres études ont par ailleurs relevé l'influence des mycorhizes pour expliquer le comportement grégaire observé chez certaines espèces (Fabaceae ; ballochores ectomychoriziens) de forêts tropicales (27, 39). La structure spatiale d'une population résulte de trois facteurs (44) : sa structure spatiale propre liée à son mode de dissémination (22, 38), sa réponse aux conditions environnementales (7, 18, 36) et ses interactions avec les autres espèces qui dépendent des distances.

L'échelle spatiale, facteur limitant pour la méthode de Clark et Evans

Nous avons voulu tester si le changement de l'étendue inventoriée lors d'analyse pouvait modifier la structure spatiale des espèces. Nous avons trouvé que la méthode de Clark et Evans est sensible à l'effet de l'étendue. L'analyse de la distribution spatiale réalisée avec cette méthode sur 6,25 ha, a indiqué une structure aléatoire pour les trois espèces. Lorsque l'étendue a été augmentée à 25 ha pour la même zone d'étude, la structure a changé et les trois espèces ont révélé une distribution agrégée. Goreaud (17) souligne que la caractérisation d'une répartition spatiale dépend de l'échelle d'observation à laquelle on se place. En effet, l'étendue ou l'échelle spatiale pourrait influencer l'observation de la distribution spatiale de l'espèce selon qu'elle est petite ou grande (10, 14). Une espèce peut avoir une distribution agrégée à grande étendue ou échelle, alors qu'en diminuant la zone d'étude la distribution change (Figure 1).

La T-Square Sampling Procedure, méthode adaptée pour l'analyse de la structure spatiale.

Les deux méthodes appliquées dans cette étude ont en général abouti à des résultats similaires. Bien que la méthode de Clark et Evans ait indiqué une distribution aléatoire dans la petite zone, elle a cependant montré une structure agrégée dans la grande zone.

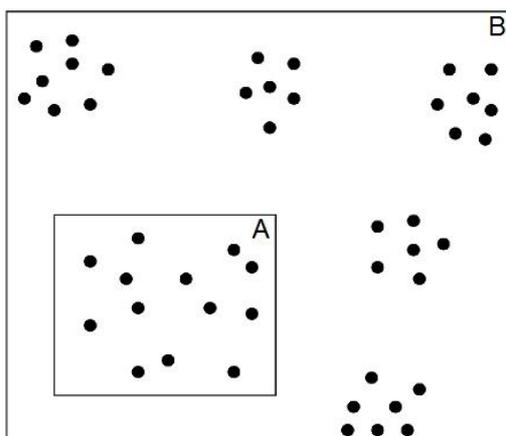


Figure 1 Illustration d'effet de l'étendue ou d'échelle sur la structure spatiale des éléments du paysage. A. L'environnement apparaît homogène, on observe une distribution aléatoire. B. L'environnement devient hétérogène et on observe une distribution agrégée. [D'après (10)].

La méthode de Clark et Evans qui se base sur la densité des individus de la population dont la zone d'étude délimitée est un quadrat, demande de maximaliser le nombre d'observations afin de bien réaliser les tests statistiques. La détermination de la taille de carré (ou quadrat) est une décision cruciale pour l'analyse de la structure spatiale (40). Le test de Clark et Evans tient compte de la taille de quadrat (étendue) qui influe directement sur la densité c'est-à-dire le nombre d'individus par rapport à la surface d'étude. Dès lors, il vaut mieux échantillonner avec des carrés trop grands qu'avec des carrés trop petits afin d'éviter d'avoir un faible nombre d'individus qui biaiserait la méthode.

D'autre part, cette technique exige de créer une marge autour de la zone étudiée pour que la méthode ne soit pas biaisée car des individus situés à proximité de la limite de la zone étudiée ont tendance à avoir des voisins plus proches à l'extérieur de la zone. Sans cette marge, le test régularise les distributions ; une distribution agrégée sera évaluée comme étant aléatoire, une distribution aléatoire comme étant uniforme (4, 40, 45). Ce biais est important pour de petites populations ($n < 100$). Pour notre étude, la marge n'avait pas été créée étant donné que le nombre d'individus pour les populations étudiées était supérieur à 100 (Tableau 2).

La *T-Square Sampling Procedure* associée au test de Hines et Hines ne se base pas sur la densité pour analyser la structure spatiale. Cette méthode a indiqué une distribution agrégée aux deux étendues considérées dans cette étude. Elle est facile à

appliquer même si l'échantillon à analyser ne renferme que peu de positions aléatoires. Le test de Hines et Hines ne tient compte que de la taille de l'échantillon qui correspond au nombre de positions aléatoires réalisées dans la zone d'étude. La méthode a été moins sensible à l'effet d'étendue inventoriée comparativement à celle de Clark et Evans. Bien qu'il y ait eu changement d'étendue, la structure n'a pas changé. De tout ce qui précède, nous estimons que la *T-Square Sampling Procedure* apparaît adaptée, et simple à mettre en œuvre pour l'analyse de la structure spatiale des espèces dans les conditions de la Réserve Forestière de la Yoko. Cette observation a été aussi faite par Erfanifard (15) qui a comparé les deux techniques en forêt tropicale de Zagros en Iran.

Conclusion

Cette étude a montré que les espèces les plus abondantes dans la Réserve Forestière de la Yoko sont distribuées en agrégats. Elle rejoint les études de nombreux chercheurs qui avancent une prédominance de la répartition agrégée pour la majorité d'espèces de forêts tropicales. L'agrégation observée est en partie liée au mode de dispersion de diaspores de ces espèces. Mais ce facteur endogène ne peut à lui seul être responsable du comportement grégaire.

La structure spatiale étant la résultante des facteurs biotiques et abiotiques interagissant dans l'écosystème, les conditions du milieu auxquelles sont soumises les espèces seraient grandement impliquées dans cette agrégation. Par ailleurs, la détermination de la taille de l'échantillon, ou de l'étendue inventoriée à considérer lors de l'analyse de la structure spatiale reste encore un objet de discussion.

Les espèces révélées agrégées à l'issue de cette étude, sont par leur densité, structurantes des forêts de la Réserve Forestière de la Yoko. Elles représentent l'essentiel de la biomasse végétale et constituent l'ossature de la majorité des forêts aux environs de Kisangani dans le territoire d'Ubundu en Province Orientale. Ces résultats nous ont permis d'acquérir en partie une connaissance de leur écologie et doivent être pris en compte dans l'élaboration du plan d'aménagement de ces forêts, cela en vue de la conservation de la biodiversité et exploitation de ces espèces.

Dans l'optique d'une gestion et d'une conservation durables des espèces abondantes de la Réserve Forestière de la Yoko, il s'avère nécessaire que des études portant sur le sol et la topographie soient réalisées. Ceci permettrait d'acquérir des

informations nécessaires sur leur écologie et d'améliorer la compréhension des processus écologiques qui influencent leur structure spatiale.

Remerciements

Les auteurs remercient la Coopération Technique Belge et le Fonds David et Alice Van Buuren.

Références bibliographiques

- Assunção R.M. & Reis I.A., 2000, Testing spatial randomness: A comparison between T2 methods and modifications of the angle test. *Braz. J. Prob. Stat.* **14**, 71-86.
- Aubreville A., 1957, Accord à Yangambi sur la nomenclature des types africains, de végétation. *Bois For. Trop.* **51**, 23-27.
- Boyemba B.F. 2011, Ecologie de *Pericopsis elata* (Harms) Van Meeuwen (Fabaceae), arbre de forêt tropicale africaine à répartition agrégée. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, 181 p.
- Bütler R., 2000, Analyse de la distribution spatiale d'objets dans un paysage. Fiche d'enseignement, Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes (GECOS), Lausanne, 18 p.
- Chao W.-C., Wu S.-H., Lin H.-Y., Hsieh C.-F. & Chao K.J., 2007, Distribution patterns of tree species in the Lanjenchi lowland Rain Forest. *Taiwania*, **52**, 343-351.
- Clark J.P. & Evans C.F., 1954, Distances to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in population. *Ecology*, **35**, 445-453.
- Collinet F., 1997, Essai de regroupement des principales espèces structurantes d'une forêt dense humide d'après l'analyse de leur répartition spatiale. Forêt de Paracou, Guyane. Thèse de Doctorat de l'Université Claude Bernard Lyon I, 313 p.
- Condit R., Hubbel S.P., Baker P., Bunyavejchewin S., Gunatilleke N., Foster R.D., Itoh A., Lafrankie J.V., Lee H.S., Losos E., Manokatan N., Sukumar R.Q. & Yamakura T., 2000, Spatial patterns in the distribution of tropical tree species. *Science*, **288**, 1414-1418.
- Dajoz R., 2003, Précis d'écologie. Dunod, Paris, 615 p.
- Dale M.R.T., 1999, Spatial pattern analysis in plant ecology. Cambridge University Press, Cambridge, 326 p.
- Dansereau P. & Lems K., 1957, The grading of dispersal types in plant communities and their ecological significance. Institut Botanique de l'Université de Montréal, 52 p.
- Dessard H., Picard N., Pélissier R. & Collinet-Vautier F., 2004, Spatial pattern of the most abundant tree species. *Ecol. Manage. Neotrop. Rainfor.* 117-190.
- Doucet J.-L., 2003, L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du centre du Gabon. Thèse de doctorat, Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux, Belgique, 323 p.
- Dungan J.L., Perry J.N., Dale M.R.T., Legendre P., Citron-Pousty S., Fortin M.-J., Jakomulska A., Miriti M. & Rosenberg M.S., 2002, A balanced view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography*, **25**, 626-640.
- Erfanifard Y., Feghhi J., Zobeiri M. & Namiranian M., 2008, Comparison of two distance methods for forest spatial pattern analysis. *J. Applied Sci.* **8**, 152-157.
- Forget P.-M., 1989, La régénération naturelle d'une espèce autochore de la forêt guyanaise: *Eperua falcata* Aublet (Caesalpinaceae). *Biotropica*, **2**, 115-125.
- Goreaud F., 2000, Apports de l'analyse de la structure spatiale en forêt tempérée à l'étude et la modélisation des peuplements complexes. Thèse de doctorat en Sciences Forestières, ENGREF, 362 p.
- He F., Legendre P. & LaFrankie J.V., 1997, Distribution patterns of tree species in a Malaysian tropical rain forest. *J. Veg. Sci.* **8**, 105-114.
- Hines W.G.S. & Hines R.J., 1979, The Eberhardt statistic and the detection on nonrandomness of spatial point distributions. *Biometrika*, **66**, 73-79.
- Hubbell S.P., 2001, The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton University Press, Oxford, 375 p.
- Hsieh C.-F., Sun I.-F. & Yang C.-C., 2000, Species composition and vegetation pattern of a lowland rain forest at the Nanjenshan LTER Site, southern Taiwan. *Taiwania*, **45**, 107-119.
- Jesel S., 2005, Ecologie et dynamique de la régénération de *Dicorynia guineensis* (Caesalpinaceae) dans la forêt guyanaise. Thèse de Doctorat, INRA, Paris-Grignon, 307 p.
- Lebrun J. & Gilbert G., 1954, Une classification écologique des forêts du Congo. Publication INEAC, Série Sc. **63**, 89 p.
- Li L., Huang Z., Ye W., Cao H., Wei S., Wang Z., Lian J., Sun F.-I., Ma K. & He F., 2009, Spatial distributions of tree species in a subtropical forest of China. *Oikos*, **118**, 495-502.
- Lomba B.L & Ndjele M.-B., 1998, Utilisation de la méthode de transect en vue de l'étude de la phytodiversité dans la Réserve de Yoko (Ubundu, R.D. Congo). Université de Kisangani, Ann. Fac. Sci. **11**, 35-46.
- Mc Elhinny C., Gibbons P., Brack C. & Bauhus J., 2005, Forest and woodland stand structural complexity: its definition and measurement. *For. Ecol. Manage.* **218**, 1-24.
- McGuire K.L., 2007, Common ectomycorrhizal networks may maintain monodominance in a tropical rain forest. *Ecology*, **88**, 567-574.
- McNab W.H., Greenberg C.H. & Berg E.C., 2004, Landscape distribution and characteristics of large hurricane-related canopy gaps in a southern Appalachian watershed. *For. Ecol. Manage.* **196**, 435-447.
- Mitchell A., 2005, The ESRI Guide to GIS analysis: Volume 2, Spatial measurements and statistics and zeroing. In: *Geographic information systems at work in the community*, 190 p.
- Motz K., Sterba H. & Pommerening A., 2010, Sampling measures of tree diversity. *For. Ecol. Manage.* **260**, 1985-1996.
- Muller-Landau H.C., 2002, Assessing recruitment limitation: concepts, methods and case studies from a tropical forest. In: D.J. Levey, W.R. Silva & M. Galetti, (Eds), *Seed Dispersal and Frugivory: Ecology, Evolution and Conservation*. CAB International, Oxfordshire, UK, 35-53.
- Nshimba S.W.M., 2008, Etude floristique, écologique et phytosociologique des forêts de l'île Mbiye à Kisangani, R.D. Congo. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, Belgique, 271 p.
- Paluch J.G. & Bartkowiec L.E., 2004, Spatial interactions between Scots pine (*Pinus sylvestris* L.), common oak (*Quercus robur* L.) and silver birch (*Betula pendula* Roth.) as investigated in stratified stands in mesotrophic site conditions. *For. Ecol. Manage.* **192**, 229-240.
- Pitman, Nigel C.A., John W.T., Miles R.S., Percy N.V., David A.N., Carlos E.C., Walter A.P. & Milton A., 2001, Dominance and distribution of tree species in upper Amazonian terra firme forests. *Ecology*, **82**, 2101-2117.
- Pommerening A., 2006, Evaluating structural indices by reversing forest structural analysis. *For. Ecol. Manage.* **224**, 266-277.
- Puig H., 2002, La forêt tropicale humide. Editions 34. Belin, Paris, 448 p.
- Reitsma J.M., 1988, Végétation forestière du Gabon. The Tropenbos Foundation, 142 p.
- Sabatier D., 1983, Fructification et dissémination en forêt Guyanaise. L'exemple de quelques espèces ligneuses.

- du Languedoc.
39. Selosse M-A., Richard F., He X. & Simard S.W., 2006, Mycorrhizal networks: des liaisons dangereuses? *Trends Ecol. Evol.* **21**, 621-628.
 40. Sinclair D.F., 1985, On tests of spatial randomness using mean nearest neighbour distance. *Ecology*, **66**, 1084-1085.
 41. Sterba H. & Zingg A., 2006, Distance dependent and distance independent description of stand structure. *Allg. Forst-Jagdztg.* **8**, 169-176.
 42. Traissac M.S., 2003, Dynamique spatiale de *Vouacapoua americana* (Aublet), arbre de forêt tropicale humide à répartition agrégée. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard-Lyon 1, France.
 43. Toledo M., Pena-Claros M., Bongers F., Alarcon A., Balcazar
Distribution patterns of tropical woody species in response to climate and edaphic gradients. *J. Ecol.* **100**, 253-263.
 44. Wagner H.H., 2004, Direct multi-scale ordination with canonical correspondence analysis. *Ecology*, **85**, 342-351.
 45. Wong D.W.S & Lee J., 2005, Statistical analysis of geographic information with Arc view GIS and Arc GIS. Hoboken, New Jersey: Wiley & Sons.
 46. Wulder M.A., Nieman K.O. & Nelson T., 2004, Comparison of airborne and satellite high resolution data for identification of individual trees with local maxima filtering. *Int. J. Remote Sens.* **25**, 2225-2232.
 47. Yongo O. & Foucoult B., 2001, Analyse phytogéographique de la forêt de Ngoto (République Centrafricaine). *Syst. Geogr. Plant.* **71**, 847-857.

Tree Plantation Will Not Compensate Natural Woody Vegetation Cover Loss in the Atlantic Department of Southern Benin

M.S. Toyi^{1*}, Y.S.S. Barima², A. Mama^{1,3}, M. André⁴, J.-F. Bastin^{3,4}, C. De Cannière³, B. Sinsin¹ & J. Bogaert⁴

Keywords: Land use and land cover change- Probability matrix- First-order Markov model- Tree plantation- Benin

Mots clés: Changement d'occupation et d'utilisation du sol- Matrice de probabilité- Modèle de Markov de premier ordre- Plantation forestière- Bénin

Summary

This study deals with land use and land cover changes for a 33 years period. We assessed these changes for eight land cover classes in the south of Benin by using an integrated multi-temporal analysis using three Landsat images (1972 Landsat MSS, 1986 Landsat TM and 2005 Landsat ETM+). Three scenarios for the future were simulated using a first-order Markovian model based on annual probability matrices. The contribution of tree plantations to compensate forest loss was assessed. The results show a strong loss of forest and savanna, mainly due to increased agricultural land. Natural woody vegetation ("forest", "wooded savanna" and "tree and shrub savanna") will seriously decrease by 2025 due to the expansion of agricultural activities and the increase of settlements. Tree plantations are expected to double by 2025, but they will not compensate for the loss of natural woody vegetation cover. Consequently, we assist to a continuing woody vegetation area decrease. Policies regarding reforestation and forest conservation must be initiated to reverse the currently projected tendencies.

Résumé

Les plantations forestières ne compenseront pas les pertes de végétations naturelles boisées dans le Département de l'Atlantique au sud du Bénin

La présente étude traite des processus de changements d'occupation et d'utilisation du sol sur une durée de 33 années. Ces changements ont été évalués pour huit classes d'occupation du sol au sud de Bénin à partir d'une analyse multi-temporelle de trois images satellitaires de type Landsat MSS 1972, Landsat TM 1986 et Landsat ETM+2005. Trois scénarii ont été simulés à partir d'une chaîne de Markov de premier ordre basée sur des matrices de probabilité. La contribution des plantations forestières en vue de compenser les pertes de végétation naturelle a été évaluée. Les résultats indiquent une perte importante des végétations naturelles boisées ("forêt", "savane boisée" et "savanes arborée et arbustive"), principalement due à une augmentation des superficies agricoles. Les végétations naturelles boisées seront drastiquement réduites jusqu'en 2025 au profit des exploitations agricoles et des habitations. Les plantations forestières pourraient doubler leur superficie en 2025, mais elles ne pourront pas compenser les pertes de végétation naturelle boisée. Par conséquent, on assistera à une dégradation constante des végétations naturelles boisées. Des politiques de développement durable basées sur le reboisement et la conservation des forêts doivent être initiées en vue d'inverser les tendances actuelles.

1 Université d'Abomey-Calavi, Faculté des Sciences Agronomiques, Laboratoire d'Ecologie Appliquée, Cotonou, Bénin.

2 Université Jean Lorougnon Guédé, Unité de Formation et de Recherche en Environnement, Daloa, Côte d'Ivoire.

3 Université Libre de Bruxelles, Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique.

4 Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.

* Corresponding author: E-mail: mireille.toyi@gmail.com

Introduction

Demographic pressure, urbanization and traditional shifting agriculture are the main causes of landscape changes which may have a long-term impact on sustainable food production, forest resources, climate and hence, human welfare (3, 10, 19, 25). The Atlantic Department in Benin constitutes an important agricultural and economic centre. This situation reinforces the annual net decrease in vegetation cover area estimated at 2.5 % (18). Is reforestation initiated by the government able to compensate this alarming degradation? Since this is still an open question, the assessment of changes occurring in land cover is an important issue enabling the improvement of the management of the ecosystems and their services (26).

Land use and land cover change analysis, using satellite imagery and geographic information systems (GIS) is a basic tool in assessing the environmental consequences of human activity (6, 11, 16). In this study, land cover is the biogeophysical state of the Earth's land surface including biota, soil, topography and other aspects focusing on the conversion of one land cover class

into another (33). Land use involves the mechanisms by which the bio-geophysical attributes of a land are changed (34). To assess the possibilities for natural vegetation conservation, future scenarios are explored using a Markov model (7). This study aims to use satellite imagery and GIS analysis to quantify landscape changes from 1972 to 2005 and to predict land cover changes till the year 2025.

Methods

Study area

The south of Benin (Atlantic Department) is located within the Region of Interest (ROI) between 6°25'-7°00'N and 1°30'-2°36'E (Figure 1). Ferrallitic soils of red hue represent the most frequently occurring soil type. The Guinean vegetation types with varying land cover categories characterize this ROI (2). Agriculture is the main activity in this ROI which also represents nearly 60% of the population and hence undergoes a strong anthropogenic pressure (18).

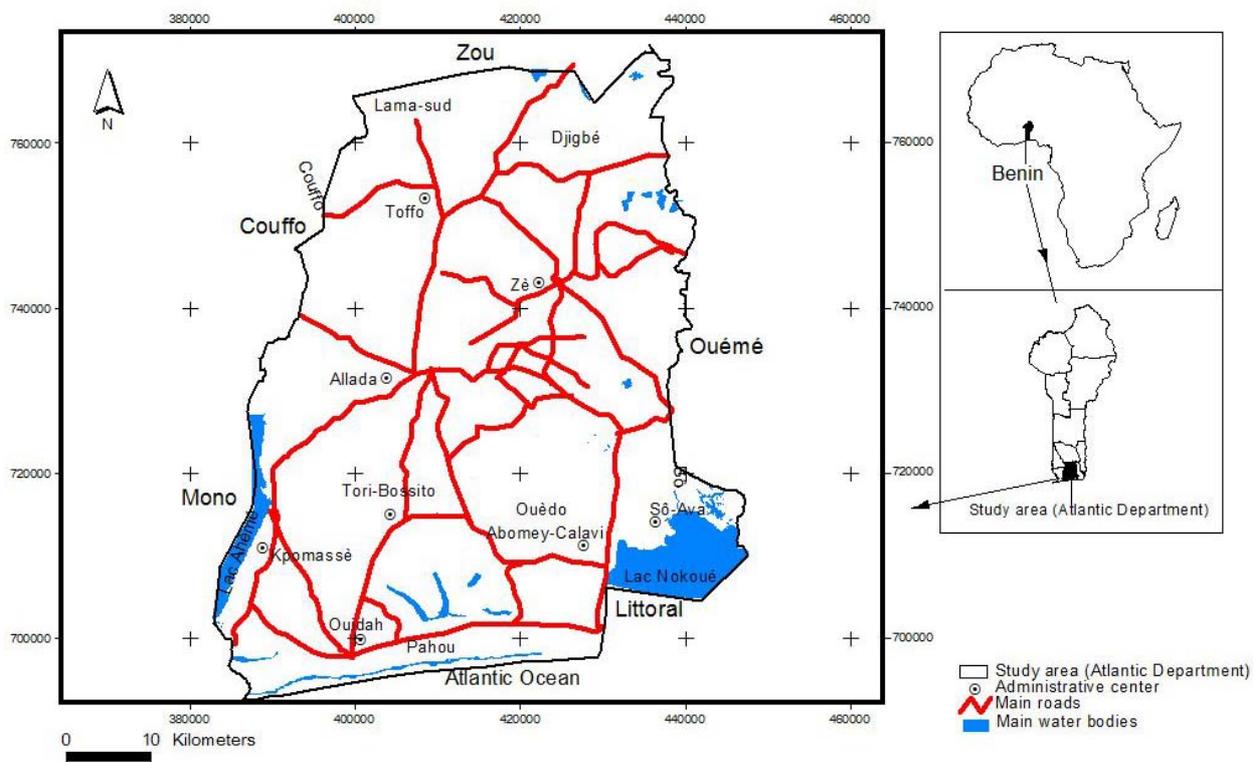


Figure 1 : Location of the study area in the southern part of Benin, Atlantic Department.

Data acquisition and image analysis

Three images of Landsat Multi-Spectral Scanner (MSS, 1972), Landsat Thematic Mapper (TM, 1986) and Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+, 2005) were processed (12). Acquisition took place during the dry season to minimize variations in vegetation phenology. The 13 classes obtained after an unsupervised classification (10) of the 2005 image using the ISODATA algorithm of the ENVI 4.1 software, were merged into 11 classes by visual interpretation based on local expertise, radiometric characteristics and existing vegetation maps.

From the 2008 National Forest Inventory database, we adopted eight classes: forest, wooded savanna, tree and shrub savanna, degraded savanna, tree plantation, agroforestry oil palm plantation, field and fallow and settlement (including bare soil and roads). We added three classes: swampy meadow, water surface, and a class representing cloud cover; the latter was excluded for further analysis to avoid bias. In addition, swampy meadow and water surface were excluded for the good of the study. To assess classification accuracy, 586 reference points were chosen using a stratified sampling scheme.

A confusion matrix and a Kappa coefficient (κ) were established (14). The 2005 image was assessed for accuracy, assuming that similar patterns hold for the classification of the other Landsat scenes. The spectral features obtained after this classification were used to classify the 1972 and 1986 images using the Maximum Likelihood Algorithm.

Land use change analysis

The classified images were incorporated into ArcGis 9.3 software for change assessment. To allow a comparative analysis between dates based on the same area and to avoid bias, a mask was generated to eliminate the classes "no data", "swampy meadow" and "water surface" (23). The resulting remaining area is 2494.80 km² for further analysis. The changes concerned: vegetation cover loss (from forest to the other classes, from savannas to plantations or fields or from tree to shrubs, to weed and to settlements); vegetation regeneration (pathways of change which flow in the opposite case of loss) and unchanged. Three maps were generated: from 1972 to 1986, from 1986 to 2005 and from 1972 to 2005. A minimum mapping unit of 490 m² was applied using the "Dissolve by area" function of Arcview 3.2 to homogenize the precision of the maps. To quantify land use changes between two dates, a change rate (C_r)

was calculated for each land cover class :

$$C_r = \frac{A_2 - A_1}{A_1} \times 100 \quad (I)$$

where A_1 and A_2 are, respectively, the initial and final land cover area. Positive values of C_r indicate an increase of class area and negative values indicate a loss. Transition matrices were elaborated with the information of classes to describe land use changes (31).

Scenarios for the future

Transition matrices were standardized to obtain an annual probability matrix P . The area proportions of classes during the initial year were put in a state vector $M_A(t)$. By considering land cover as a stochastic process (29) and its changes as states of a Markov model (21, 36), the proportion that can be reached at a given time $t+1$ by the first-order model is $M_A(t) \times P = M_A(t+1)$.

Three different scenarios are developed for the period 2006-2025. The first scenario assumed that the changes observed for the period 1972-1986 would occur unaltered until 2025. The second scenario assumed that the probabilities recorded for the period 1986-2005 were sustained. The third scenario assumed that the long-term change probabilities of change would be those recorded from 1972 to 2005. The accuracy was assessed by testing the model with data not used to construct it (21). Hence, the area proportions expected for the model for 2005, based on the (1972-1986) scenario are compared with those of the 2005 map. The proportions expected for 1986 based on the (1972-2005) scenario are compared with those of the 1986 map. The χ^2 test was used with $(m-1)$ degrees of freedom at a threshold of 5% and m equal to the number of land cover classes (7).

Results

Landscape composition

The confusion matrix of the 2005 image (Table 1) and $\kappa = 79.6\%$ are acceptable for the analysis of the land cover classes (30). The landscape composition (Table 2; Figure 2) shows that agricultural lands ("Field and fallow" and "Agroforestry oil palm plantation") predominate in 1986 and 2005 (60.2% and 59.8% of the total area respectively). Natural woody vegetation ("Forest", "Wooded savanna" and "Tree and shrub savanna") record 49.4% of the total area in 1972 but are minor classes in 2005. The land cover class "Wooded savanna" disappeared from the landscape in 2005,

Table 1
Confusion matrix for the classification accuracy assessment (Atlantic Department, Benin, Landsat ETM+ 2005 image). All the values are expressed in percentage of the total number of pixels.

Classification	Ground truth							
	Forest	Wooded savanna	Tree and shrub savanna	Degraded savanna	Tree plantation	Agroforestry Oil palm plantation	Field and fallow	Settlement
Forest	61.23	0.00	3.45	8.17	6.70	3.45	6.54	0.00
Wooded savanna	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Tree and shrub savanna	10.44	0.00	83.41	0.88	1.87	0.00	1.02	0.00
Degraded savanna	17.24	0.00	6.32	83.24	2.96	3.61	5.52	0.00
Tree plantation	9.06	0.00	2.29	3.09	82.70	1.30	2.04	0.00
Agroforestry oil palm plantation	0.00	0.00	0.00	0.00	0.11	90.36	2.87	0.00
Field and fallow	2.06	0.00	4.57	3.75	5.41	1.41	75.86	3.63
Settlement	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	2.07	96.66

Table 2
Landscape composition in 1972, 1986 and 2005 (Atlantic Department, Benin) and change rates for 1972-1986, 1986-2005, and 1972-2005. Values are expressed in area (km²) and in percentage of the total landscape area.

Land cover classes	Years						Change (%)		
	1972		1986		2005		1972-1986	1986-2005	1972-2005
	km ²	%	km ²	%	km ²	%			
Forest	184.23	7.38	81.96	3.29	14.81	0.59	-55.51	-81.93	-91.96
Wooded savanna	391.92	15.71	211.16	8.46	0.00	0.00	-46.12	-100.00	-100.00
Tree and shrub savanna	655.53	26.28	286.59	11.49	158.99	6.37	-56.28	-44.52	-75.75
Degraded savanna	0.00	0.00	0.00	0.00	43.60	1.75	-	-	-
Tree plantation	266.12	10.67	308.68	12.37	659.42	26.43	15.99	113.63	147.79
Agroforestry oil palm plantation	446.90	17.91	1035.63	41.51	827.48	33.17	131.74	-20.10	85.16
Field and fallow	509.17	20.41	465.41	18.66	664.96	26.65	-8.59	42.88	30.60
Settlement	40.93	1.64	105.38	4.22	125.53	5.03	157.46	19.12	206.69

giving the way to "Degraded savanna". "Tree plantation" occupies 10.7% in 1972 and 26.4% of the total area in 2005.

Land cover change

Table 3 shows the transition matrices for the three periods. Numbers represent landscape fractions persisting within a given category (values on the diagonal) or undergoing transformation to another class. Classes are ordered along a gradient of increasing anthropogenic impact so that values under the diagonal represent vegetation regeneration and those above it vegetation cover loss. Whatever the period considered, natural woody vegetation is to a large extent converted into "Tree plantation" and into agricultural land which

increase significantly. Regeneration occurs to a lesser extent as shown in figure 3.

Model validation and scenarios for the future

The χ^2 test for the comparison of observed and simulated proportions for 1986 and 2005 did not show significant differences ($\chi^2 < 14,07$; $p > 0,05$). Hence, the model can be applied to assess scenarios of which the dynamics (1972-1986; 1986-2005 or 1972-2005) hold for the future (Figure 4). It is important to emphasize the specific case of the 2005 data in this figure where values are those really observed in the image. We make this exception for the year 2005 to bring out the fact that "Wooded savanna" is absent from the landscape in this year.

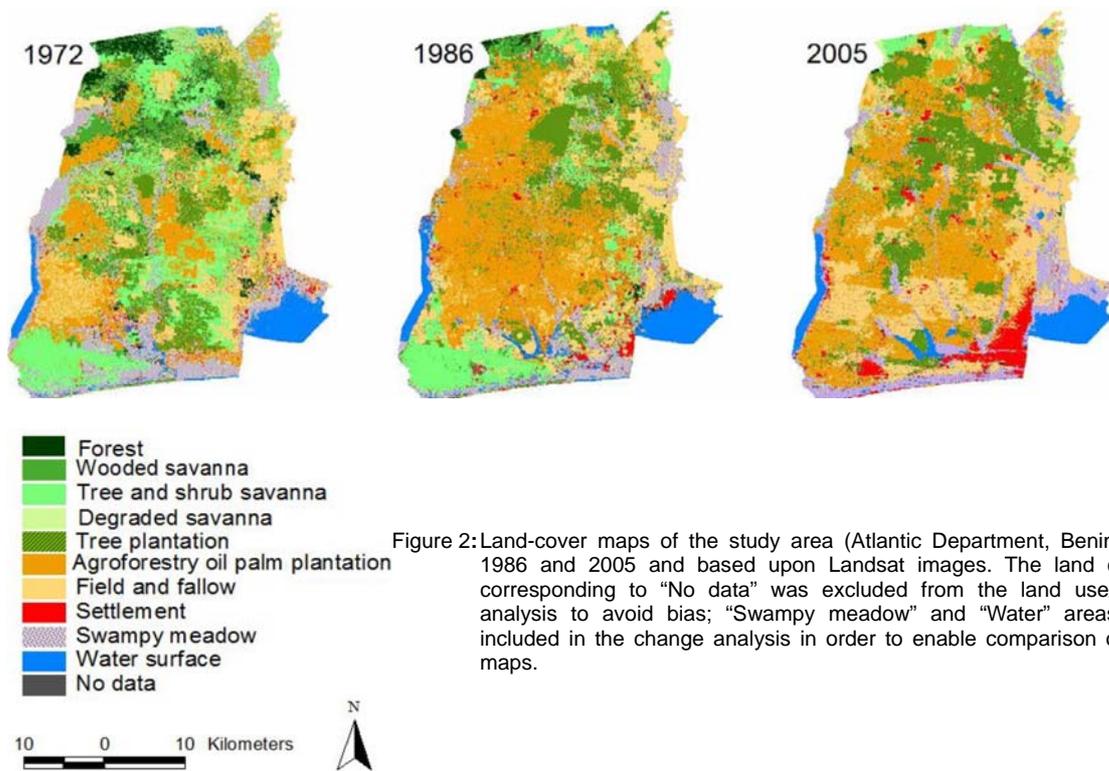


Figure 2: Land-cover maps of the study area (Atlantic Department, Benin) for 1972, 1986 and 2005 and based upon Landsat images. The land cover class corresponding to “No data” was excluded from the land use/land cover analysis to avoid bias; “Swampy meadow” and “Water” areas were not included in the change analysis in order to enable comparison of the three maps.

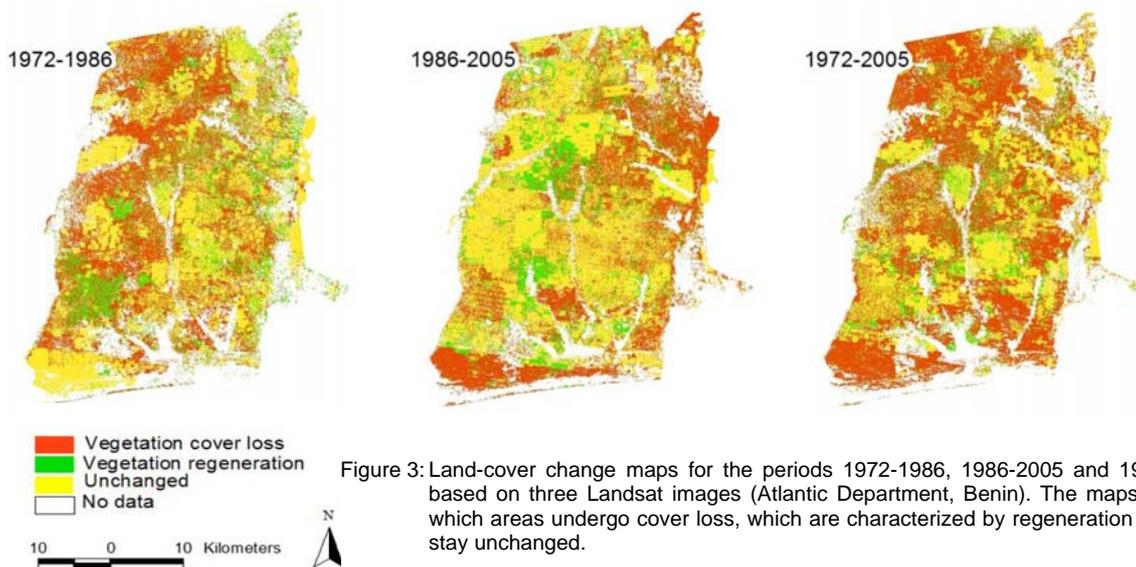


Figure 3: Land-cover change maps for the periods 1972-1986, 1986-2005 and 1972-2005 based on three Landsat images (Atlantic Department, Benin). The maps indicate which areas undergo cover loss, which are characterized by regeneration or which stay unchanged.

In fact, the simulated values of “Wooded savanna” in 2005 (1.6%, 0.9% and 1.6% respectively for the dynamics 1972-1986; 1986-2005 and 1972-2005) show its presence to some extent. Apart from this exception for the year 2005, the simulation normally takes its course, hence the similarity between the 2004 and 2006 data.

Assuming a persistence of the landscape dynamics

recorded for the period 1972-1986, natural woody vegetation would lose 40.3% of the landscape area by 2025 while “Tree plantation” would gain only 1.2% of the total area. If the dynamics recorded for 1986 to 2005 were to hold, the natural woody vegetation would lose 16.4% of the ROI area while “Tree plantation” would gain 11.8% by 2025. Natural woody vegetation would lose 36.2% of the total area while “Tree plantation” would gain 10.9%

Table 3
Transition matrix for the areas (in percent) of the land cover classes for the three time periods observed (1972-1986, 1986-2005, 1972-2005). Each value of the table corresponds to the fraction of the landscape converted within a period. Values on the diagonal denote class proportion stability during the period analyzed (Atlantic Department, Benin).

		1986							
		Fo	Ws	Ts	Ds	Tp	Op	Ff	Se
1972	Fo	1.79	1.43	0.77	0.00	0.78	0.92	1.62	0.07
	Ws	0.41	4.16	0.36	0.00	1.29	6.75	2.53	0.22
	Ts	0.84	2.26	9.55	0.00	2.09	9.50	0.96	1.08
	Ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Tp	0.16	0.11	0.16	0.00	7.26	2.63	0.32	0.02
	Op	0.02	0.20	0.23	0.00	0.68	16.11	0.49	0.19
	Ff	0.07	0.30	0.42	0.00	0.27	5.57	12.73	1.05
	Se	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.03	0.01	1.59
		2005							
		Fo	Ws	Ts	Ds	Tp	Op	Ff	Se
1986	Fo	0.35	0.00	1.00	0.04	0.29	0.42	1.13	0.06
	Ws	0.03	0.00	1.18	0.56	4.57	0.55	1.43	0.15
	Ts	0.00	0.00	2.73	0.18	4.52	0.38	3.40	0.27
	Ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Tp	0.05	0.00	0.42	0.20	6.35	2.22	3.10	0.04
	Op	0.15	0.00	0.55	0.42	7.92	27.53	4.50	0.43
	Ff	0.00	0.00	0.39	0.35	2.71	2.01	12.68	0.51
	Se	0.01	0.00	0.09	0.00	0.09	0.06	0.40	3.58
		2005							
		Fo	Ws	Ts	Ds	Tp	Op	Ff	Se
1972	Fo	0.17	0.00	1.06	0.38	1.68	1.36	2.61	0.13
	Ws	0.10	0.00	0.65	0.21	6.92	5.03	2.54	0.24
	Ts	0.12	0.00	3.80	0.59	6.85	10.10	3.40	1.42
	Ds	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Tp	0.05	0.00	0.23	0.09	5.68	1.96	2.63	0.03
	Op	0.07	0.00	0.33	0.21	2.62	11.29	2.99	0.40
	Ff	0.08	0.00	0.30	0.26	2.67	3.42	12.46	1.22
	Se	0.00	0.00	0.00	0.00	0.01	0.01	0.03	1.59

Fo = Forest; Ws = Wooded savanna; Ts = Tree and shrub savanna; Ds = Degraded savanna; Tp = Tree plantation; Op = Agroforestry oil palm plantation; Ff = Field and fallow; Se = Settlement.

by 2025 if the dynamics recorded from 1972 to 2005 were to continue. Whatever the dynamics considered, woody areas would lose more than "Tree plantation" could gain by 2025.

Discussion

Our results show a significant natural vegetation cover loss from 1972 to 2005, due to the increase of agricultural land area. This tendency was observed in other regions of Africa as well (6, 8, 10, 28). The extensions of villages and road networks, inappropriate agricultural practices and wood extraction have a significant impact on this area

loss (5, 9, 15, 37). The loss of natural woody area has negative implications on the environment (loss of biodiversity, increased emissions of carbon dioxide to the atmosphere and impacts on climate and soil) as well as on economy and society welfare (1, 17, 24). The specific case of natural woody vegetation cover loss into "Tree plantation" is the result of complex processes. In fact, the Forestry Administration and other landowners intensify agroforestry planting activities to compensate for woody cover losses. However, the "Tree plantation" class cannot replace the ecosystem services provided by natural forests (7).

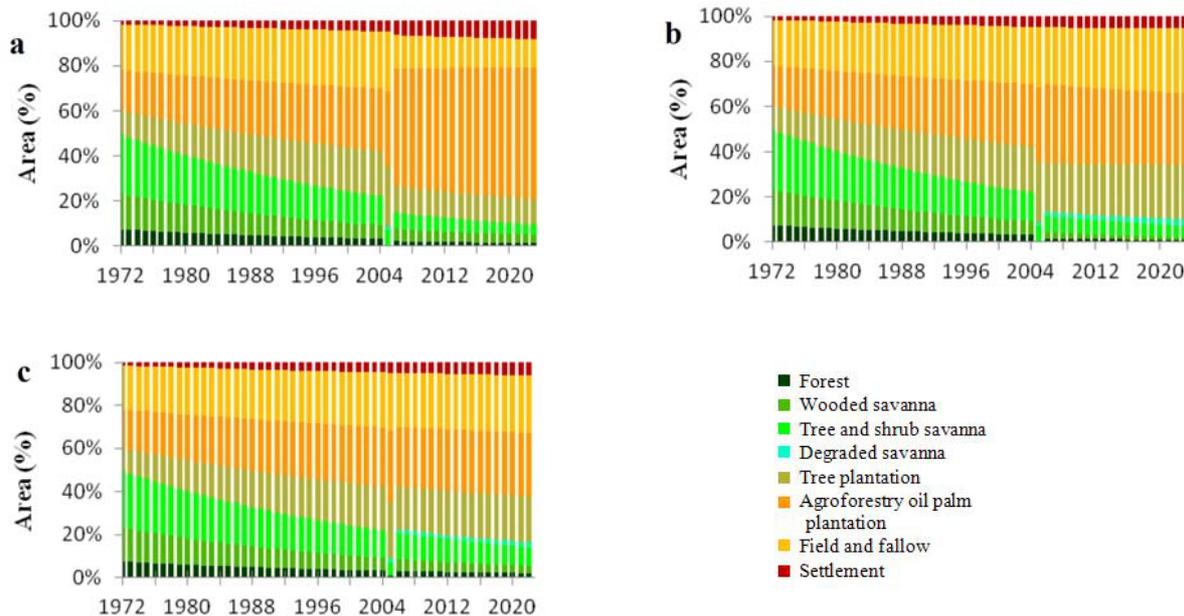


Figure 4: Simulation of the evolution of land-cover classes within the study area (Atlantic Department, Benin) under three future scenarios. 1972, 1986 and 2005 data are observations (resulting from image analysis); the other ones are simulated. The three scenarios are based on a first-order Markov model of land-use dynamics: (a) dynamics observed from 1972 to 1986 hold until 2025; (b) dynamics observed from 1986 to 2005 persist in the 2006-2025 period, and (c) dynamics observed for the whole period (1972-2005) hold in the 2006-2025 period.

The scenarios of the future show an increase in agricultural land while natural woody vegetation declines. “Tree plantation” would double its area by 2025. However, the significant increase in “Tree plantation” cannot compensate for the natural vegetation cover losses, whatever the base period selected for the model. Forest conservation, sustained reforestation and participative management are therefore crucial to preserve biodiversity and other services from (natural) forests (27).

Landsat imagery is useful in the identification of land cover classes despite their relative low resolution. Our study provides an integrated approach with a detailed multi-temporal analysis, useful in evaluating the current dynamics in the study area. In figure 4, the actual data of 1972, 1986 and 2005 are given together with the simulated data for the years in between them. Therefore, the year 2005 looks rather exceptional when compared to the adjacent years.

Nevertheless, the coherent smooth trends suggest indirectly the validity of the simulations. It should be noted, however, that the determination of annual transition probabilities remains subject to debate (32).

The first-order Markov model used is based on the

hypothesis that variable and potential factors influencing landscape dynamics remain unaltered for the periods 1972-1986, 1986-2005 or 1972-2005. This hypothesis assumes that transition matrices are stationary (21). In fact, the results of simulation show that the loss of “Wooded savanna” is progressive in the landscape, contrary to the reality observed in the 2005 map where this class completely disappears. In addition, first-order Markov models do not take into account the history of land cover change, moreover, such models are not spatially explicit (4, 20).

Spatially explicit models must be used in the future, which take socio-environmental variables (such as demographic data) into account to reach a better understanding of the causes, locations and pathways of observed and simulated vegetation dynamics (35). Nevertheless, the first-order Markov model is useful for an exploratory analysis and to depict contrasting scenarios. Furthermore, its limitations are well understood (7, 13, 22). Overall, the trends observed did provide precise information on land cover changes.

Conclusion

Through a detailed analysis of land use and land cover change from 1972 to 2005, landscape dynamics were assessed in the Benin Atlantic

Department, using Landsat imagery and GIS. The main driver of land cover change is anthropogenic pressure. Our study shows the importance of a multi-temporal approach and the pertinence of discrimination between the different pathways of change.

The first-order Markov model used to explore future trends shows a slightly positive impact due to the increase in "Tree plantation" by 2025. However, this increase does not compensate for the loss of the natural woody vegetation cover. Policies regarding the promotion of tree planting and forest conservation must be initiated to reverse the evolution described. Another challenge is to analyse the spectral signature of an important

forest tree species, e.g., teak (*Tectona grandis* L.f) to permit its rigorous monitoring.

Acknowledgements

The authors thank the CUD-PIC "Contribution au développement d'une filière du teck au départ des forêts privées du Sud Bénin (Département Atlantique)". Dr. Peter Neuenschwander (International Institute of Tropical Agriculture, Benin) helped us for improving the manuscript. The research of J.-F. Bastin is supported by the FRIA/FNRS and by the Ecole Régionale post-universitaire d'Aménagement et de gestion Intégrée des Forêts et Territoires tropicaux (ERAIFT, UNESCO, Kinshasa, D.R. Congo).

Literature

- Achard F., Eva H.D., Mayaux P., Stibig H.-J. & Belward, A., 2004, Improved estimates of net carbon emissions from land cover change in the tropics for the 1990s. *Global Biogeochemical Cycles*, **18**, 1-11.
- Adjanooun E.J., Adjakidjè V., Ahyi M.R.A., Ake Assi L., Akoègninou A., d'Almeida J., Apovo F., Boukef K., Chadare M., Cusset G., Dramane K., Eyme J., Gassita J.-N., Gbaguidi N., Goudote E., Guinko S., Houngnon P., Issa L.O., Keita A., Kiniffo H.V., Kone-Bamba D., Musampa Nseyya A., Saadou M., Sodogandji Th., de Souza S., Tchabi A., Zinsou Dossa C. & Zohoun Th., 1989, Contribution aux études ethnobotaniques et floristiques en République Populaire du Bénin. Agence de Coopération Culturelle et techniques, Paris, 895 p.
- Alignier, A., 2010, Distribution des communautés végétales sous l'influence des lisières forestières dans des bois fragmentés. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse, Université de Toulouse. 239 p.
- Baker W.L., 1989, A review of models of landscape change. *Landscape Ecology*, **2**, 2, 111-133.
- Bamba I., Yedmel M.S. & Bogaert J., 2010, Effets des routes et des villes sur la forêt dense dans la Province Orientale de la République Démocratique du Congo. *European Journal of Scientific Research*, **43**, 3, 417-429.
- Barima Y.S.S., Barbier N., Bamba I., Traore D., Lejoly J. & Bogaert J., 2009, Dynamique paysagère en milieu de transition forêt-savane ivoirienne. *Bois et Forêts des tropiques*, **299**, 1, 15-25.
- Barima Y.S.S., Egnankou M.W., N'doumé C.T.A., Kouamé F.N. & Bogaert J., 2010, Modélisation de la dynamique du paysage forestier dans la région de transition forêt-savane à l'Est de la Côte d'Ivoire. *Télé-détection*, **9**, 2, 129-138.
- 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 management. In: Laforteza R., Chen J., Sanesi G. & Crow Th.R. (Editors), *Patterns and Processes in Forest Landscapes: Multiple Use and Sustainable Management*. Springer, Verlag, New York, pp. 67-87.
- Bogaert J., Barima Y.S.S., Iyongo W.M.L., Bamba I., Mama A., Toyi M. & Laforteza, R., 2011, Forest fragmentation: causes, ecological impacts and implications for landscape management. In: C. Li, R. Laforteza and J. Chen (editors), *Landscape Ecology in Forest Management and Conservation: Challenges and Solutions for Global Change*. HEP-Springer, pp. 273-296.
- Brink A.B. & Eva H.D., 2009, Monitoring 25 years of land cover change dynamics in Africa: a sample based remote sensing approach. *Applied Geography*, **29**, 501-512.
- Brown D.G., 2003, Land use and forest cover on private in the upper Midwest USA, 1970 to 1990. *Landscape Ecology*, **18**, 777-790.
- Clerici N., Bodini A., Eva H.D., Grégoire J.-M., Dulieu D. & Paolini C., 2006, Increased isolation of two biosphere reserves and surrounding protected areas (WAP Ecological Complex, West Africa). *Journal for Nature Conservation*, **15**, 26-40.
- Cohen W.B., Spies T.A. & Fiorella M., 1995, Estimating the age and structure of forests in a multi-ownership landscape of western Oregon, U.S.A. *International Journal of Remote Sensing*, **16**, 721-746.
- Congalton R.G. & Green K., 1999, Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. Boca Raton, FL: Lewis Publishers, Florida, 137 p.
- DeFries R. & Pandey D., 2010, Urbanization, the energy ladder and forest transitions in India's emerging economy. *Land Use Policy*, **27**, 130-138.
- Dunn R.R., 2004, Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, **18**, 302-309.
- Eva H.D., Brink A.B. & Simonetti D., 2006, Monitoring land-cover dynamics in sub-Saharan Africa. Luxembourg. Office for Official Publication of the European Communities, EUR 22498 EN.
- F.A.O., 2005, *Global Forest Resources Assessment 2005*. FAO, Rome, Italy, 319 p.
- Farina A., 2000, *Landscape ecology in action*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht 317 p.
- Geoghegan J., Villar S.C., Kleipeis P., Mendoza P.M., Ogneva-Himmelberger Y. Chowdhury R.R., Turner II B.L. & Vance C., 2001, Modeling tropical deforestation in the southern Yucatan peninsular region: comparing survey and satellite data. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **85** 25-46.
- Haefner J.W., 1996, *Modeling biological systems: principles and applications*. Chapman and Hall, New York.
- Hall F.G., Botkin D.B., Strebel D.E., Woods K. D. & Goetz S.J., 1991, Large-scale patterns of forest succession as determined by remote sensing. *Ecology*, **72**, 628-640.
- Hall C.A.S., Tian H., Qi Y., Pontius G., Cornell J. & Uhlig J., 1995, Modelling spatial and temporal patterns of tropical land use change. *Journal of Biogeography*, **22**, 753-757.
- Hanski I., 2005, Landscape fragmentation, biodiversity loss and societal response. *EMBO Reports*, **6**, 388-392.

25. Harini N., Darla K.M. & Jane S., 2004, From pattern to process: landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **101**, 111-115.
26. Lu D., Mausel P., Brondizio E. & Moran E., 2004, Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, **12**, 2365-2407.
27. Marien J-N. & Mallet B., 2004, Nouvelles perspectives pour les plantations forestières en Afrique centrale. *Bois et Forêts des tropiques*, **282**, 4, 15-25.
28. Mayaux P., Bartholome E., Fritz S. & Belward, A., 2004, A new land-cover map of Africa for the year 2000. *Journal of Biogeography*, **31**, 861-877.
29. Moore A.D., 1990, The semi-Markov process: a useful tool in the analysis of vegetation dynamics for management. *Journal of Environmental Management*, **30**, 111-130.
30. Pontius R.G.Jr., 2000, Quantification error versus location in comparison of categorical maps. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **66**, 8, 1011-1016.
31. Schlaepfer R., 2002, Analyse de la dynamique du paysage. *Laboratoire de gestion des écosystèmes. École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse*, 11 p.
32. Takada T., Miyamoto A. & Hasegawa S.F., 2010, Derivation of a yearly transition probability matrix for land-use dynamics and its applications. *Landscape Ecology*, **25**, 561-572.
33. Turner II B.L. & Mayer W.B., 1994, Global land-use and land-cover change: an overview. *In: Mayer W.B., Turner B.L., III (Editors), Changes in land-use and land-cover: a global perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 3-10.
34. Turner II B.L., Skole D., Sanderson S., Fisher G., Fresco L. & Leemans R., 1995, Land-use and land-cover change. Science/Research Plan, International Geosphere-Biosphere Programme Report N°35, Human Dimensions of Global Environmental Change Programme Report N°7, Stockholm and Geneva.
35. Verburg P.H. & Veldkamp A., 2005, Introduction to the special issue on spatial modelling to explore land use dynamics. *International Journal of Geographic Information Science*, **19**, 2, 99-102.
36. Weng Q., 2002, Land use change analysis in the Zhujiang Delta of China using satellite remote sensing, GIS and stochastic modelling. *Journal of Environmental Management*, **64**, 273-284.
37. Williams M., 2000, Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of Historical Geography*, **26**, 1, 28-46.

Effets de lisière sur la productivité du teck (*Tectona grandis* L.f.) : étude de cas des teckeraies privées du Sud-Bénin

M.S. Toyi^{1*}, J.-F. Bastin^{2,3}, M. André³, C. De Cannière², B. Sinsin¹ & J. Bogaert³

Mots clés : Effet de lisière- *Tectona grandis* L.f.- Plantation- Sud-Bénin

Keywords : Edge effect- *Tectona grandis* L.f.- Plantation- Southern Benin

Résumé

La présente étude vise à améliorer la production du bois de teck (*Tectona grandis* L.f.) à l'échelle des plantations privées du Sud-Bénin à travers l'application d'un concept central de l'écologie du paysage: l'effet de lisière. Le teck étant une espèce héliophile, l'hypothèse d'une plus forte production de bois en lisière a été testée. Ainsi, 62 teckeraies privées ont été parcourues et 10667 arbres ont été mesurés. L'échantillonnage stratifié en trois zones distinctes pour chaque plantation: le centre, la lisière et les sommets (coins des plantations), a permis de mettre en évidence l'effet de lisière sur la production de bois. Dans chaque zone, une placette a été installée et le diamètre à 130 cm du sol (dbh) a été mesuré pour tous les arbres. La différence de surface foliaire par individu entre la lisière et le centre des plantations a également été mesurée. Enfin, l'influence de la configuration spatiale des plantations et de l'orientation de chaque côté des plantations sur la production de bois a été testée. Les résultats montrent que l'effet de lisière sur la production du bois de teck touche quatre lignes de plantations, la première présentant une production de l'ordre de 150% par rapport au centre. On note également une influence significative de la lisière sur la surface foliaire, (production de l'ordre de 218% en lisière par rapport au centre). Aucune influence de l'orientation des côtés de la plantation n'a été observée. La forme des plantations présente une influence significative sur la production de bois. Ainsi, les plantations ayant une forme maximisant leur périmètre par rapport à leur surface, présentent une production de bois plus importante. Ces résultats ont permis de proposer un modèle de plantation inclus dans un système agroforestier qui optimise la production de bois par unité de surface et présentant une succession de deux lignes de plantation entrecoupées de champs.

Summary

Edge Effects on the Productivity of Teak (*Tectona grandis* L.f.): a Case Study on Private Teak Plantations in Southern Benin

The present study aims to improve the production of teak wood (*Tectona grandis* L.f.) in private plantations in southern Benin through the application of a central concept in landscape ecology: the edge effect. As teak is an heliophilous species, the hypothesis of a higher wood production in edges was tested on the basis of the basal area. Sixty-two private teak plantations were investigated and 10,667 trees were measured. The stratified sampling scheme in three distinct parts for each plantation (the centre, the edge and the summits) permitted to highlight the edge effect on wood production. For each part, a plot was installed and the diameter at breast height (dbh) was measured for all trees. The leaf area between the edge and the centre of plantations was measured. Finally, the influence of the spatial configuration of plantations and the direction of each side of these plantations on the production of wood was tested. Results show that the edge effect on the production of teak wood affects four planting lines, the first presenting a production of 150% relative to the centre. We noticed a significant influence of the edge on the leaf area of about 218% relative to the centre. No influence of the direction of the sides of the plantation was observed. The shape of the plantations presents a significant influence on the wood production. These results permitted to propose a planting model included in an agroforestry system that optimizes the production of wood per area and having a succession of two planting lines interrupted by fields.

1 Université d'Abomey-Calavi, Faculté des Sciences Agronomiques, Laboratoire d'Ecologie Appliquée, Cotonou, Bénin.

2 Université Libre de Bruxelles, Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique.

3 Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.

* Auteur correspondant : E-mail: mireille.toyi@gmail.com

Introduction

La lisière marque la limite entre des habitats distincts dont elle diffère elle-même par son équilibre et sa dynamique (6, 13). Première concernée par les changements d'occupation du sol, elle constitue un enjeu pour la gestion, la productivité et la conservation de la biodiversité (19, 31). La lumière, le vent, la température et l'humidité relative influencent la végétation de lisière, ce qui crée un microclimat pouvant s'étendre de quelques mètres à plusieurs centaines de mètres dans la forêt (9, 16, 24). En lisière, la faible compétition intraspécifique favorise une augmentation du rayonnement solaire intercepté par la couronne de l'arbre. L'effet de lisière est donc la résultante de ces processus qui s'opèrent au niveau de la lisière. Il se traduit par un gradient continu de la limite forêt-savane vers l'habitat interne (ou cœur) de la forêt (3, 20).

La politique de reboisement menée par l'Etat béninois a encouragé les collectivités locales à investir dans les plantations de teck (*Tectona grandis* L.f.), une espèce strictement héliophile. En sylviculture classique (exploitation industrielle du bois), les arbres de lisière présentant des nœuds sont systématiquement déclassés (21). Toutefois, les concepts de sylviculture classique ne sont pas transposables aux plantations privées du Sud-Bénin dont la majorité des propriétaires visent une rotation à court terme (3-5 ans), et dont l'objectif de production est le bois de deuxième qualité (bois de service et bois de chauffage) (4, 30). Les nœuds n'étant pas un problème pour ce type de production, une valorisation de l'effet de lisière pour l'augmentation de la production de bois de deuxième qualité peut alors être envisagée.

Tout au long de la présente étude, le terme de lisière est utilisé pour désigner la zone à l'interface entre les teckeraies (plantations forestières) et les milieux agricoles. Il s'agit donc de vérifier les hypothèses selon lesquelles (i) les arbres de lisières présentent une surface terrière plus importante que les arbres du centre, (ii) un gradient de production peut être identifié à travers les différentes lignes de plantation, (iii) l'orientation des côtés des plantations influence la production de bois; (iv) la forme d'une plantation influence le ratio lisière-intérieur, et joue donc sur la proportion d'arbres se retrouvant en situation de lisière.

Matériel et méthode

La zone d'étude se situe au nord-est du Département de l'Atlantique au Bénin (Commune de Zè), entre les parallèles 6°32'-6°87'N et les

méridiens 2°13'-2°26'E. Les formations géologiques sont constituées essentiellement de dépôts sablo-argileux altérés en faciès de sols ferrallitiques (1, 32). L'occupation du sol y est caractérisée par une mosaïque de forêts, de savanes, de plantations et de champs typique des milieux dégradés (2). Dans la région, le teck constitue l'espèce principale de production ligneuse, vu sa bonne vitesse de croissance, les multiples qualités et usages de son bois, sa contribution à la restauration de la fertilité des sols (4).

Pour la cohérence des analyses et des résultats, des critères d'éligibilité ont été établis sur la base d'une étude préliminaire de terrain. Ce qui permet d'éliminer les teckeraies sujettes aux coupes anarchiques de bois et dont l'effet de lisière est dans ce cas impossible à mesurer, ou les rares teckeraies conduites en régime de futaie pour l'exploitation du bois d'œuvre. Ainsi, une teckeraie recevable pour cette étude présente des individus de diamètre à 130 cm du sol compris entre 5 et 10 cm, d'une hauteur entre 6 et 12 m et une surface de plantation de 0,2 à 2 hectares. L'écartement entre les arbres est très irrégulier et varie de 1 m x 1 m ou 1,5 m x 1,5 m à 2 m x 1 m en général. D'autres facteurs non quantitatifs tels que l'uniformité à l'intérieur des plantations et leur entretien ont également été pris en compte.

La corrélation entre la production de bois et la forme de la plantation a été étudiée sur la base de la surface terrière G au moyen du diamètre (dbh) (14, 28). Le dbh a été mesuré pour chaque plantation dans trois zones différentes: le centre, la lisière (les cinq premières lignes) et le sommet (Figure 1). En lisière, pour chaque côté de la plantation, au moins une placette de 100 m² a été échantillonnée. Des placettes de 100 m² ont également été installées au centre de la plantation. Le sommet des plantations a été considéré comme une zone distincte de mesure car il est deux fois exposé à la lumière que la lisière.

Seules les placettes de 10 m² ont été installées aux sommets des plantations car au-delà de cette superficie, les arbres à mesurer se trouveraient en situation typique de lisière.

La distribution des dbh ne suivant pas une distribution normale, des tests de comparaison non-paramétrique ont été réalisés pour tester l'hypothèse de l'effet de lisière sur la production de bois: tests de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis (17, 23, 33) basés sur des échantillons aléatoires et appliqués sur les médianes des diamètres. Par ailleurs, le gradient de production au sein de la

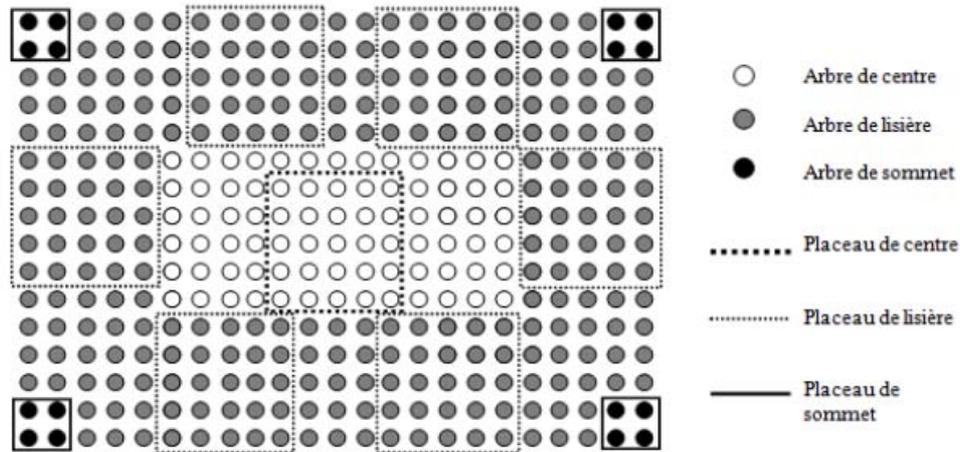


Figure 1: Echantillonnage pour les plantations privées de teck dans la commune de Zè au Sud-Bénin. Afin de mettre en évidence l'effet de lisière sur le *dbh*, la surface terrière et donc la production de bois, chaque plantation est divisée en trois zones distinctes : les sommets (noir), la lisière (gris) et l'intérieur (blanc). Les placettes d'échantillonnage sont représentées sous forme de carrés en pointillés. Les placettes installées de chaque côté de la plantation permettent de tester l'impact de l'orientation de la lisière sur la production de bois.

zone de lisière a été évalué par le test non-paramétrique de Friedman de k échantillons appariés (17, 18).

L'exploitation des feuilles de teck pour les besoins alimentaires étant une activité non négligeable liée à la productivité des teckeraies dans la zone d'étude, une analyse synoptique de la surface foliaire a été effectuée. Deux paires de feuilles (une en lisière et une au centre de chaque plantation) ont été récoltées pour deux arbres par plantation. Chaque paire est constituée de la première et de la troisième feuille de la première branche de chaque arbre présentant un *dbh* de 5 cm. La surface foliaire a été mesurée à l'aide du LI-3000A Portable Area Meter qui est un scanner permettant de mesurer au centième de cm^2 près, la superficie de toute surface plane, dans les limites des dimensions de l'appareil. Le test de Wilcoxon (17) de deux échantillons appariés a été utilisé pour comparer les feuilles de lisière et de l'intérieur.

L'étude de la corrélation entre l'orientation (donnée circulaire) et le *dbh* (donnée linéaire) a été réalisée sur la base d'un test de corrélation linéaire-circulaire (Equation I) inspirée par le coefficient de corrélation de Pearson décrite par Mardia (25) :

$$r^2 = \frac{r_{xc}^2 + r_{xs}^2 - 2r_{xc}r_{xs}r_{cs}}{1 - r_{cs}^2} \quad (I)$$

avec r , le coefficient de corrélation de Pearson, x le *dbh*, c le cosinus et s le sinus de l'angle

d'orientation de chaque côté des plantations. Il est à noter que cet angle a été divisé sur le terrain en 16 orientations distinctes. En effet, l'orientation d'un côté n'étant pas parfaitement linéaire, prendre une orientation au degré près n'est pas considéré pertinent dans le cadre de cette étude.

La forme des plantations a été étudiée afin de mettre en évidence l'impact du ratio lisière-intérieur sur la production globale de bois. Ainsi, pour chaque plantation, un indice de forme I_f représentant le rapport entre le carré de son périmètre et sa superficie totale a été calculé :

$$I_f = \frac{P_i^2}{A_i} \quad (II)$$

avec A_i l'aire de la plantation i et P_i son périmètre. Plus la plantation présente une forme allongée ou irrégulière, plus la valeur de I_f est élevée; cette valeur décroît à mesure que les formes deviennent isodiamétriques ou compactes (5). La relation entre la forme des plantations et la surface terrière a été obtenue sur la base d'une régression linéaire entre le logarithme de la surface terrière et l'indice de forme. La superficie et le périmètre sont obtenus sur la base des coordonnées géographiques des sommets de chaque plantation intégrées dans le logiciel Arcview 3.2 (www.esri.com).

Tableau 1
Statistiques de Friedman issues de la comparaison des diamètres moyens des cinq premières lignes de plantation, mesurés en lisière des parcelles privées de *Tectona grandis* de la commune de Zè, Bénin.

	ligne 1	ligne 2	ligne 3	ligne 4	ligne 5
ligne 1	-	-	-	-	-
ligne 2	1966,5	-	-	-	-
ligne 3	2218,5	252	-	-	-
ligne 4	2405,5	439	187	-	-
ligne 5	2544,5	578	326	189	-

Résultats

Le test de Kruskal-Wallis a permis de mettre en évidence une différence significative du diamètre moyen arithmétique entre la zone de lisière et l'intérieur d'une plantation ($H=94,22$; $p<0,001$). Le test de Friedman ($Q=1089,3$; $p<0,001$) montre une différence significative du diamètre moyen entre chacune des quatre premières lignes de plantation, la ligne cinq présente une différence non-significative avec le centre (Tableau 1).

L'analyse a été réalisée pour 62 plantations privées de teck étudiées dans la Commune de Zè au Sud-Bénin. Les chiffres présentés reprennent le résultat du test non-paramétrique de Friedman. La valeur critique de référence est de 176,6. Toute valeur inférieure démontre une différence non-significative. Les 4 premières lignes sont significativement différentes les unes des autres.

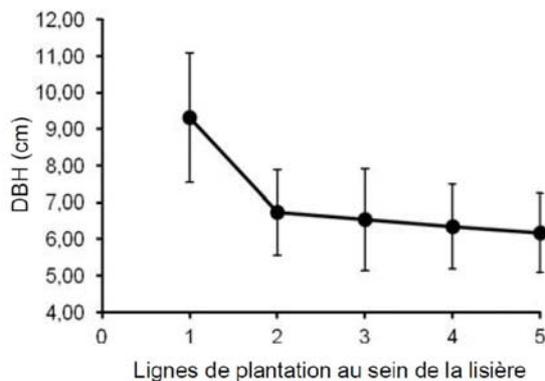


Figure 2: Evolution du *dbh* (diamètre à 130 cm du sol) en fonction de la ligne d'arbres considérée au sein de la plantation. Les barres verticales représentent l'écart-type. La ligne 1 représente la première ligne de plantation à la limite entre plantation et zone agricole. La 5^{ème} ligne de plantation est la plus proche de l'intérieur. Le *dbh* le plus important se retrouve en première ligne et sa valeur moyenne décroît fortement dès la 2^{ème} ligne de plantation pour atteindre sa valeur minimale au niveau de la 5^{ème} ligne (plantations privées de teck, commune de Zè, Sud-Bénin).

Une différence très importante est notée entre la ligne 1 (9,3 cm) et la ligne de 2 (6,3 cm) (Figure 2). Le diamètre moyen de la 5^{ème} ligne n'étant pas significativement différent de celui de la zone du centre, l'effet de lisière touche donc 4 lignes de plantation.

Le test de Wilcoxon montre un diamètre plus important pour les sommets de plantations (9,7 cm) que pour la ligne 1 ($T=0$; $p<0,01$). Pour la comparaison de la surface foliaire, le test de Wilcoxon montre que les feuilles de lisière présentent une surface foliaire significativement plus grande (805 cm²) que celles de l'intérieur (369 cm²) des plantations ($T=0$; $p<0,001$).

La corrélation linéaire-circulaire de Mardia entre la surface terrière et l'orientation de la placette de lisière n'est pas significative ($R^2=0,11$; $p>0,05$). La régression linéaire entre la surface terrière et l'indice de forme montre une corrélation positive significative ($R=0,59$; $p<0,001$), (Figure 3).

Plus le périmètre d'une plantation est important par rapport à sa surface, plus celle-ci présente une surface terrière relativement élevée, donc une production de bois plus importante.

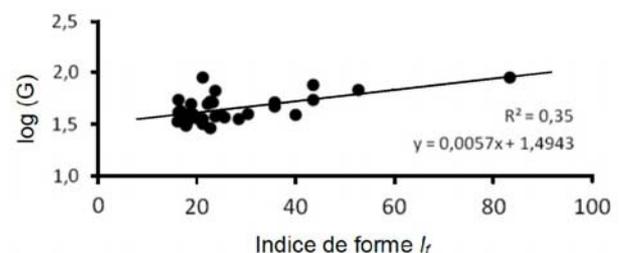


Figure 3: Régression linéaire ($p<0,05$) de la surface terrière G (m²/ha) des 62 plantations privées de teck étudiées dans la Commune de Zè au Sud-Bénin en fonction de sa configuration spatiale exprimée par l'indice de forme I_f (périmètre²/aire).

Discussion

Les résultats des différents tests de comparaison réalisés dans cette étude nous permettent de confirmer que les arbres de lisière présentent un diamètre supérieur aux arbres de l'intérieur des plantations, de confirmer un gradient de production de bois de teck sur les quatre premières lignes de plantation et enfin, de montrer que la proportion de lisière de ces plantations influence de manière significative la production de bois. L'hypothèse de l'influence de l'effet de lisière sur la production de bois est donc confirmée. Sur base de la densité de la plantation, la largeur de ce gradient est estimée entre 4 m et 7 m. Cette largeur, ou DEI (« Distance of Edge Influence »), est définie comme étant la distance d'influence de la lisière pour le diamètre des arbres (7, 8, 12). La cohérence de ce résultat est confirmée par celui de Delgado (10) qui a obtenu une DEI de 6 m pour l'influence de la lumière en lisière sur deux espèces ligneuses. Cependant, la différence entre la ligne 1 et la ligne 2 est beaucoup plus importante que pour les lignes suivantes.

Un modèle de plantation qui maximise la production de bois se ferait alors préférentiellement dans un système agroforestier présentant 2 lignes de plantation entrecoupées de champs. Afin d'illustrer ce résultat, trois propositions de design de

plantation, présentant toutes une superficie totale (champs + teck) de 1 ha sont présentées en figure 4. On y retrouve (a) un « Design 1+1 » maximisant la production liée à la première ligne de plantation en réalisant des bandes de 2 lignes d'arbres sur 2 m de large entrecoupées les unes des autres de bandes de 4 m de culture, (b) un « Design 4+4 » utilisant l'ensemble du gradient de lisière sur des bandes de 8 lignes d'arbres entrecoupées par des bandes de cultures de 4 m de large et enfin un design comportant une plantation totalement recouverte par le teck.

Les données utilisées pour le calcul de la surface terrière du teck sont celles réellement obtenues dans le cadre de cette étude. Pour chacun de ces designs, les résultats obtenus sur base des données collectées toutes densités confondues, sont les suivants: (a) 12,23 m²/ha de teck et 0,64 ha de cultures, (b) 8,22 m²/ha de teck et 0,20 ha de cultures et (c) 6,8 m²/ha de teck et pas d'espace exclusivement alloué à l'agriculture. Soulignons que dans le cas (c), il est possible d'installer quelques cultures annuelles (le maïs notamment) uniquement pendant la première année d'installation de la teckeraie ou après une coupe rase. Nous pouvons en conclure que le premier design théorique est conseillé dans le cadre de cette étude car c'est le modèle de plantation qui maximise la production de bois et assure à la fois la

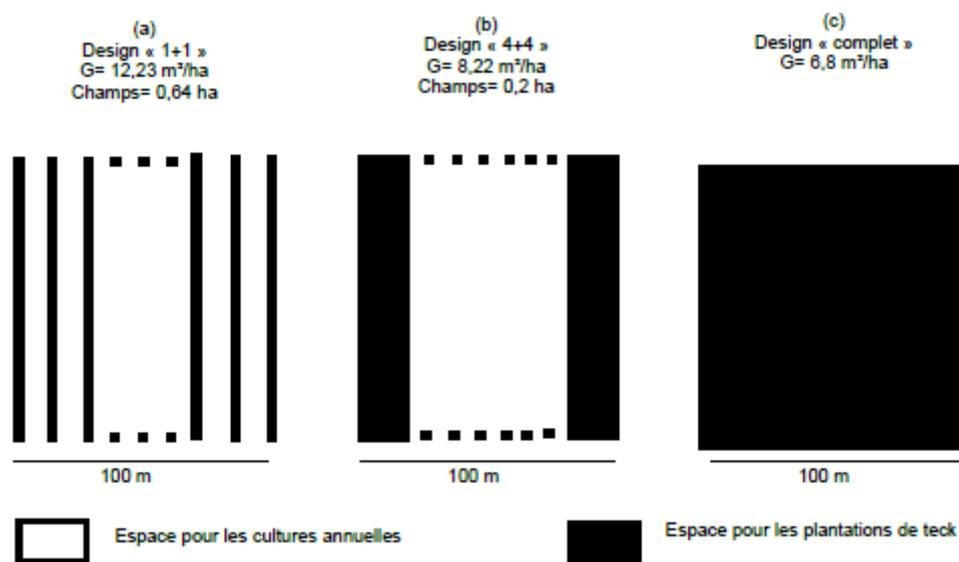


Figure 4: Proposition schématique de plans de systèmes agroforestiers appliqués aux plantations privées de teck du Bénin. Les différents modèles ont été développés sur la base des résultats obtenus dans cette étude et visent à mettre en évidence l'intérêt de la maximisation de la lisière pour la production de bois. On retrouve en (a) un système de succession de 2 lignes d'arbres et 4 m de champs, en (b) de 8 lignes d'arbres et 4 m de champs et en (c) une plantation entièrement recouverte par le teck. La surface terrière (G) et la surface allouée à l'agriculture sont les plus importantes pour le design (a). Les valeurs de G représentent celles qui pourraient être atteintes suite à la mise en place de ces modèles proposés.

production vivrière. Cependant, il est à souligner qu'une perte d'habitat interne induite par la mise en place de ces modèles peut avoir de graves conséquences pour les espèces végétales et animales typiques des centres des plantations (9, 26, 27).

Les résultats obtenus pour la surface foliaire nous permettent de confirmer qu'il existe une différence morphologique entre les arbres de lisière et ceux du centre des plantations (15). L'exploitation des feuilles de teck dans la commercialisation des aliments étant une pratique très courante dans la zone d'étude, les résultats obtenus montrent un autre avantage de l'effet de lisière.

Enfin, aucun résultat significatif n'ayant été obtenu pour l'orientation des côtés des plantations, celle-ci ne devrait pas être retenue dans l'élaboration de nouveaux plans de gestion de teckeraies privées. Ce résultat, contraire à de nombreuses études similaires, pourrait être mis sur le compte de la proximité de la zone d'étude avec l'équateur, où l'orientation importe moins que dans les régions tempérées (3, 11, 22, 29).

Conclusion

Les résultats obtenus permettent de proposer un modèle de plantation constitué de successions de deux lignes d'arbres entrecoupées par des bandes de culture. Ce design est précis et simple à mettre en place par les populations locales dans un système agroforestier. L'expérimentation de ce modèle et la quantification des impacts sur l'amélioration de la production feront l'objet d'investigations futures. Cette étude a donc permis de démontrer le potentiel d'utilisation et d'application de l'analyse spatiale aux recherches appliquées en écologie du paysage.

Remerciements

Les auteurs remercient le Professeur R. Ceulemans du Département de Biologie de l'Université d'Anvers. M. Toyi a été financée par la CUD-PIC "Contribution au développement d'une filière du teck au départ des forêts privées du Sud Bénin (Département de l'Atlantique)". J.-F. Bastin est financé par le FRIA/FNRS et l'Ecole Régionale post-universitaire d'Aménagement et de gestion Intégrée des Forêts et Territoires tropicaux (ERAIFT, UNESCO, Kinshasa, R.D. Congo).

Références bibliographiques

1. Adjanooun E.J., Adjakidjè V., Ahyi M.R.A., Ake Assi L., Akoègninou A., d'Almeida J., Apovo F., Boukef K., Chadare M., Cusset G., Dramane K., Eyme J., Gassita J.-N., Gbaguidi N., Goudote E., Guinko S., Houngnon P., Issa L.O., Keita A., Kiniffo H.V., Kone-Bamba D., Musampa Nseyya A., Saadou M., Sogodangji Th., de Souza S., Tchabi A., Zinsou Dossa C. & Zohoun Th., 1989, Contribution aux études ethnobotaniques et floristiques en République Populaire du Bénin. Agence de Coopération Culturelle et techniques, Paris, 895 p.
2. Adomou A.C., 2005, Vegetation patterns and environmental gradients in Benin: implications for biogeography and conservation. A Ph.D dissertation presented to the Department of Plant Sciences Wageningen University, the Netherlands. 150 p.
3. Alignier A., 2010, Distribution des communautés végétales sous l'influence des lisières forestières dans des bois fragmentés. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse, Université de Toulouse. 239 p.
4. Aoudji A.K., 2009, Evaluation du coût de revient des perches dans les plantations privées de teck (*Tectona grandis* L.f.) du Sud-Bénin. Mémoire de DEA. FSA/UAC- Bénin. 60 p.
5. Bogaert J., Van Hecke P., Salvador-Van Eysenrode D. & Impens I., 2000, Landscape fragmentation assessment using a single measure. Wildlife Society Bulletin, **28**, 875-881.
6. Cadenasso M.L., Pickett S.T.A., Weathers K.C. & Jones C.G., 2003, A framework for a theory of ecological boundaries. Bioscience, **53**, 750-758.
7. Cancino J., 2005, Modelling the edge effect in even-aged Monterey pine (*Pinus radiata* D. Don) stands. Forest Ecology and Management, **210**, 159-172.
8. Chen J., Franklin J.F. & Spies T.A., 1992, Vegetation responses to edge environments in old growth Douglas-fir forests. Ecological Applications, **2**, 4, 387-396.
9. Davies-Colley R.J., Payne G.W. & Van Elswijk M., 2000, Microclimate gradients across a forest edge. New Zealand Journal of Ecology, **24**, 111-121.
10. Delgado J.D., Arroyo N.L., Arevalo J.R. & Fernandez-Palacios J.M., 2007, Edge effects of roads on temperature, light, canopy cover, and canopy height in laurel and pine forests (Tenerife, Canary Islands). Landscape and Urban planning, **81**, 328-340.
11. Esseen P.A., Jansson K.U. & Nilsson M., 2006, Forest edge quantification by line intersects sampling in aerial photographs. Forest Ecology and Management, **230**, 32-42.
12. Euskirchen E.S., Chen J. & Bi R., 2001, Effects of edges on plant communities in a managed landscape in northern Wisconsin. Forest Ecology and Management, **148**, 1-3, 93-108.
13. Farina A., 1998, Principles and methods in landscape ecology: towards a science of landscape. London, Springer, 235 p.
14. Fonton N.H., Palm R., Akossou A.Y.J. & Houaye P., 2001, Modèle de productivité et tarif de cubage des peuplements de Teck (*Tectona grandis* L.f.) au Sud-Bénin. Annales des Sciences Agronomiques du Bénin, **2**, 2, 209-224.
15. Fraver S., 1994, Vegetation responses along edge-to-interior gradients in the mixed hardwood forests of the Roanoke River basin, North Carolina. Conservation Biology, **8**, 3, 822-832.
16. Gehlhausen S.M., Schwartz M.W. & Augspurger C.K., 2000,

- Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology*, **147**, 21-35.
17. Gibbons J.D. & Chakraborti S., 2003, Nonparametric statistical inference, 4th ed. CRC.
 18. Glèlè Kakaï R., Sodjinou E. & Fonton H.N., 2006, Conditions d'application des méthodes statistiques paramétriques: applications sur ordinateur. Bibliothèque Nationale, Bénin, 94 p.
 19. Gosselin M., 2008, Biodiversité et gestion forestière: la gestion des lisières. *Forêt-entreprise*, **183**, 58-62.
 20. Harper K.A., Macdonald E., Burton P.J., Chen J., Brosofske K.D., Saunders S.C., Euskirchen E.S., Roberts D., Jaiteh M.S. & Esseen P-A., 2005, Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, **19**, 3, 768-782.
 21. Herbert J., Herman M. & Jourez B., 2003, Sylviculture et qualité du bois de l'épicéa en région wallonne. *Forêts Wallonnes*, **62**, 10-13.
 22. Honnay O., Verheyen K. & Hermy M., 2002, Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management*, **161**, 1-3, 109-122.
 23. Kruskal W.H. & Tanur J.M., 1978, *International Encyclopedia of Statistics*. vols. 1-2. The Free Press, New York.
 24. Laurance W.F., Lovejoy T.E., Vasconcelos H.L., Bruna E.M., Didham R.K., Stouffer P.C., Gascon C., Bierregaard R.O., Laurance S.G. & Sampaio E., 2002, Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, **16**, 3, 605-618.
 25. Mardia K.V., 1976, Linear-circular correlation and rhythmometry. *Biometrika*, **63**, 403-405.
 27. McDonald R.I. & Urban D.L., 2004, Forest edges and tree growth rates in the North Carolina Piedmont. *Ecology*, **85**, 2258-2266.
 28. Murcia C., 1995, Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, **10**, 2, 58-62.
 29. Nissen T.M. & Midmore D.J., 2002, Stand basal area as an index of tree competitiveness in timber intercropping. *Agroforestry Systems*, **54**, 1, 51-60.
 30. Piessens K., Honnay O., Devlaeminck R. & Hermy M., 2006, Biotic and abiotic edge effects in highly fragmented heathlands adjacent to cropland and forest. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, **114**, 2-4, 335-342.
 31. SIEC & BCG (Société Internationale d'Experts-Conseils & Benin Consulting Group), 1997, Etude de la Filière Bois au Bénin. Rapport final. MPREPE, 137 p. + annexes.
 32. Snoeck B. & Baar F., 2001, Aménager les lisières forestières. *Cahier technique n°16. Forêt Wallonne*, **53**, 2-15.
 33. Volkoff B. & Willaime P., 1976, Carte pédologique de reconnaissance de la République populaire du Bénin à 1/200 000. Feuille de Porto-Novo (1). Notice explicative 66 (1), 39 p., ORSTOM, Paris.
 34. Wittermyer G., Elsen P., Bean W.T., Coleman A., Burton O. & Brashares J. S., 2008, Accelerated human population growth at protected area edges. *Science*, **321**, 123-126.

Anthropisation et dynamique des paysages en zone soudanienne au nord du Bénin

A. Mama^{1,2*}, B. Sinsin², C. De Cannière¹ & J. Bogaert³

Mots clés : Zone soudanienne- Landsat- Indices de configuration- Fragmentation- Anthropisation

Keywords : Sudanian zone- Landsat- Configuration metrics- Fragmentation- Anthropogenic effects

Résumé

La dynamique temporelle des paysages en zone soudanienne, située dans le Nord du Bénin en Afrique de l'Ouest, a été étudiée à partir de l'analyse diachronique de trois images satellitaires de type Landsat (MSS 1972, TM 1986 et ETM+ 2006) complétées par des missions de vérification sur le terrain. Les résultats indiquent que les formations forestières en 2006 couvraient 8,8% de la zone d'étude contre 25,3% en 1972. Cette régression forestière a été accompagnée d'une perte des zones occupées par les savanes. Par contre, les zones agricoles ont enregistré une progression de leur couverture de 28,4% en 34 ans. L'analyse de la structure spatiale du paysage par des indices de configuration a montré une fragmentation des formations naturelles par les activités agricoles entraînant ainsi une fusion des taches agricoles. D'une façon générale, la région d'étude a subi une transformation importante liée essentiellement aux perturbations d'ordre anthropique et à la pression démographique.

Summary

Anthropogenic Effects and Landscape Dynamics in the Soudanian Zone of North Benin

The temporal dynamics of landscapes in the Sudanian zone of North Benin (West Africa) were studied through a diachronic analysis of three Landsat images (MSS 1972, TM 1986, and ETM+ 2006), supported by field visits. The results indicate that the forest cover was reduced from 25.3% in 1972 to 8.8% in 2006. This decrease of forest area went together with a loss of savannah area. On the other hand, agricultural areas increased up to 28.4% over the same period. Landscape pattern analysis by means of configuration metrics revealed a fragmentation of natural and semi-natural vegetation by agricultural activities, leading to an aggregation of agricultural patches. As general trend, human activities and demographic growth have caused significant changes to the landscapes of the study region.

Introduction

La majorité des paysages de notre planète est actuellement transformée par les activités humaines pour répondre aux besoins socio-économiques des populations (21). Cela se traduit par une dynamique de la structure spatiale des paysages. En Afrique de l'Ouest, les principales perturbations des écosystèmes qui contribuent à la modification des paysages sont la déforestation, la dégradation des sols, la pollution par des pesticides chimiques et l'eutrophisation due à l'apport d'engrais (24). Les problèmes écologiques sont d'autant plus ressentis dans la région ouest-africaine que le niveau de développement y est étroitement dépendant des ressources (naturelles).

Au Bénin et particulièrement dans le Nord,

l'agriculture est responsable des répercussions directes sur l'occupation du sol et la configuration du paysage. En effet, la culture itinérante sur brûlis, dominée par la monoculture du coton, a perturbé les processus de succession de la végétation et a provoqué l'éclatement des grands ménages agricoles en entraînant la multiplication de fermes agricoles (27). Elle est accompagnée de la coupe illicite du bois d'œuvre par des exploitants forestiers et d'une diminution des ressources pastorales qui contribuent à une nouvelle recomposition du paysage. Dès lors, la compréhension des observations des mutations des paysages est cruciale en raison des interactions avec les activités humaines. La dynamique du paysage pourrait contribuer à éclairer les processus écologiques qui s'y déroulent. Il a été observé une intensification de

1 Université Libre de Bruxelles, Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, Bruxelles, Belgique.

2 Université d'Abomey-Calavi, Faculté des Sciences Agronomiques, Laboratoire d'Ecologie Appliquée, Cotonou, Bénin.

3 Université de Liège, Gembloux Agro-Bio Tech, Unité Biodiversité et Paysage, Gembloux, Belgique.

* Auteur correspondant : E-mail : adimabj@yahoo.fr

la pression anthropique sur les ressources naturelles due aux mauvaises pratiques culturales (29). C'est pourquoi le suivi et la quantification de la dynamique de l'occupation du sol de cette zone s'avèrent urgentes pour attirer l'attention sur ces paysages largement dépendants des pratiques culturales non durables.

La présente étude vise à appliquer les techniques d'écologie du paysage à partir de trois images Landsat afin de caractériser la configuration spatiale des paysages par le calcul d'indices paysagers (40). Ces derniers sont des indicateurs nécessaires pour mieux quantifier la fragmentation et l'anthropisation des éléments du paysage afin d'orienter rationnellement la politique agricole dans la zone. Pour atteindre l'objectif fixé, nous avons émis l'hypothèse selon laquelle, dans la zone soudanienne, le développement des activités agricoles couplé à l'exploitation forestière entraîne un changement de la structure spatiale du paysage forêt-savane.

Matériel et méthodes

Zone d'étude

La zone d'étude est située au nord de la République du Bénin (Département d'Alibori). Elle est comprise entre 10°31'19" et 11°45'00" de latitude Nord et entre 2°3'00" et 3°16'30" de longitude Est. Cette zone regroupe les entités administratives de Banikoara, Gogounou et Kandi (Figure 1) et couvre une superficie totale de 13017 km². Sa population est passée de 227.211 habitants en 1992 à 389.294 habitants en 2006 (28). Son climat est de type soudano-sahélien, dont le rythme saisonnier est influencé par le déplacement du Front Intertropical (1, 27). Les précipitations annuelles moyennes oscillent autour de 850 mm. Les sols sont ferrugineux tropicaux lessivés à concrétions sur sédiments sablo-argileux.

Quant à la végétation, elle est constituée de savanes (arborées à arbustives) avec quelques forêts galeries et forêts claires qui abritent une faune diversifiée. La culture cotonnière est très développée et insufflée à la zone une dynamique socio-économique (49). L'élevage y est de type extensif.

Données satellitaires et auxiliaires

Les différentes analyses proviennent de l'exploitation de trois séries d'images satellitaires Landsat Multi Spectral Scanner (MSS) du 09-10/11/1972; Thematic Mapper (TM) du 21/10/1986 et Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) du

12/01/2006. Des cartes topographiques au 1:200.000 (NC-31-XV, NC-31-XVI, NC-31-XXI, NC-31-XXII) ont été utilisées comme cartes de base ainsi que les enquêtes de terrain et les documents de l'Archive Nationale de la République du Bénin.

Méthodes de traitement et d'analyse

a) Prétraitements des images: Des améliorations radiométriques (10, 48) ont été appliquées afin d'augmenter la lisibilité des images et de faciliter leur interprétation. Elles ont été suivies d'opérations de géoréférencement dans le référentiel UTM-31 WGS-84 Nord.

b) Rééchantillonnage des pixels: Les pixels MSS (57 m de résolution) ont été amenés à la résolution des pixels TM et ETM+ (30 m) pour rendre possible les superpositions et les comparaisons (5, 20). Pour ce faire, la méthode du rééchantillonnage cubique, qui améliore de façon significative la netteté des images sans trop altérer leur radiométrie, a été choisie (13).

c) Classification numérique des images: Des compositions colorées ont été créées en associant les canaux 4 pour l'infrarouge [0,75-0,90 µm], 3 pour le rouge [0,63-0,69 µm] et 2 pour le vert [0,52-0,60 µm] à l'ordre colorimétrique Rouge, Vert, Bleu. Il s'en est suivi une interprétation visuelle et l'identification des zones d'entraînement. Sur la base des connaissances avérées du terrain, nous avons opté pour la classification supervisée avec l'algorithme du « maximum de vraisemblance » (32, 37) pour produire des fichiers matriciels classifiés.

d) Restitution cartographique des classifications: La fusion des résultats issus des différentes étapes de classification a permis de retenir les classes pertinentes de l'occupation du sol. Les images classifiées ont été filtrées. Le filtre a été réalisé à partir de l'outil Spatial Analysis Tools (Majority filter) avec une taille de fenêtre de 8x8 pixels. Le processus de classification a permis de générer des statistiques descriptives sur les superficies des différents types d'occupation du sol pour chacune des trois dates. La comparaison des trois cartes et des trois séries statistiques correspondantes a permis de mettre en évidence des modifications du couvert végétal entre 1972, 1986 et 2006. Enfin, trois matrices de transition (23) ont été obtenues par le croisement deux à deux des cartes d'occupation du sol (36, 46). Grâce au module Analysis Tools d'ArcGIS 9.3, les croisements ont permis d'obtenir les mutations spatiales des classes au cours des trois intervalles: 1972-1986, 1986-2006 et 1972-2006.

e) Validation des classifications d'images: La

vérification de la validité de la performance des classifications a été réalisée à partir de trois matrices de confusion confrontant les classes thématiques obtenues par voie numérique et les données de référence collectées sur le terrain. Plusieurs éléments, à savoir l'interprétation visuelle des compositions colorées des images, standards et améliorées (11) ainsi que les différentes missions de terrain, ont été déterminantes, surtout pour les images de 1972 et 1986. En effet, les vérifications et observations des populations locales, des personnes ressources, ont permis de corriger et de valider les classifications supervisées. Les logiciels ENVI 4.3 et ArcGIS 9.3 ont respectivement été utilisés pour les traitements d'image et la création du Système d'Information Géographique (SIG). Un GPS a servi pour la reconnaissance des classes d'occupation pendant le contrôle de vérité terrain.

f) Indices de structure spatiale: Afin d'étudier les rapports entre la structure spatiale du paysage et les processus écologiques en termes quantifiables, plusieurs indices ont été calculés (26) à savoir: (i) la densité des taches (d) définie comme le nombre de taches d'une classe d'occupation du sol divisé par l'étendue de la zone d'étude, (ii) l'aire moyenne des

taches d'une classe d'occupation du sol (\bar{a}), (iii) l'indice de dominance (D) défini comme le rapport entre l'aire de la plus grande tache de la classe d'occupation du sol et l'aire totale de la classe (39), (iv) la moyenne de l'indice de forme \overline{IF} pour une classe d'occupation du sol avec n le nombre de taches dans la classe et p_i , a_i respectivement le périmètre et l'aire de la tache i (6, 45) :

$$\overline{IF} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{p_i}{2\sqrt{\pi a_i}}}{n} \quad (I)$$

(v) la dimension fractale (D_f) sur base de la technique de la régression linéaire (33) et (vi) l'indice de perturbation (U) (43). Le logiciel Fragstats 3.2 a permis le calcul des différents indices d'écologie du paysage; il est accompagné d'une documentation détaillée à propos du calcul des indices et leur interprétation écologique.

Résultats

Cartographie et vérification des classifications supervisées

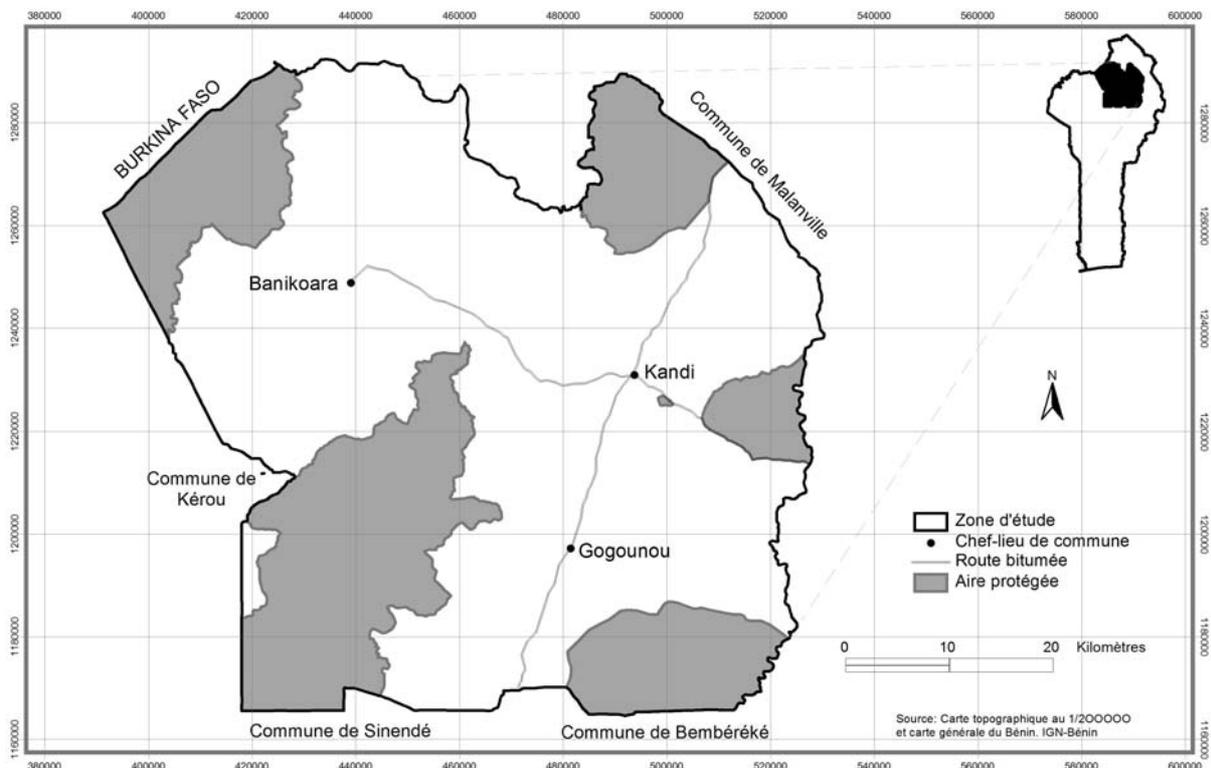


Figure 1: Localisation de la zone soudanienne au nord du Bénin dans les communes de Banikoara, Gogounou et Kandi (Département de l'Alibori). Les trois communes sont productrices des plus grandes quantités de coton graine au Bénin. Mais, elles abritent aussi un nombre important d'aires protégées (forêts classées, zones cynégétiques) considérées comme des centres de conservation de la biodiversité.

Cinq classes d'occupation du sol ont finalement été cartographiées (Figure 2). Elles sont représentées par les forêts (forêt galerie, forêt dense, forêt claire), les savanes (savane boisée, savane arborée, savane arbustive, savane herbeuse), les champs-jachères, l'ensemble sols nus-agglomérations et les plantations arborées après reclassification. La discrimination entre ces différentes classes d'occupation du sol est statistiquement significative pour les images de 1972, 1986 et 2006. Les résultats de l'analyse de la performance donnent pour chacune des images classifiées les précisions globales de 93%, 84%, 85% et les coefficients Kappa de 77%, 81% et 78% respectivement pour les trois périodes de l'étude.

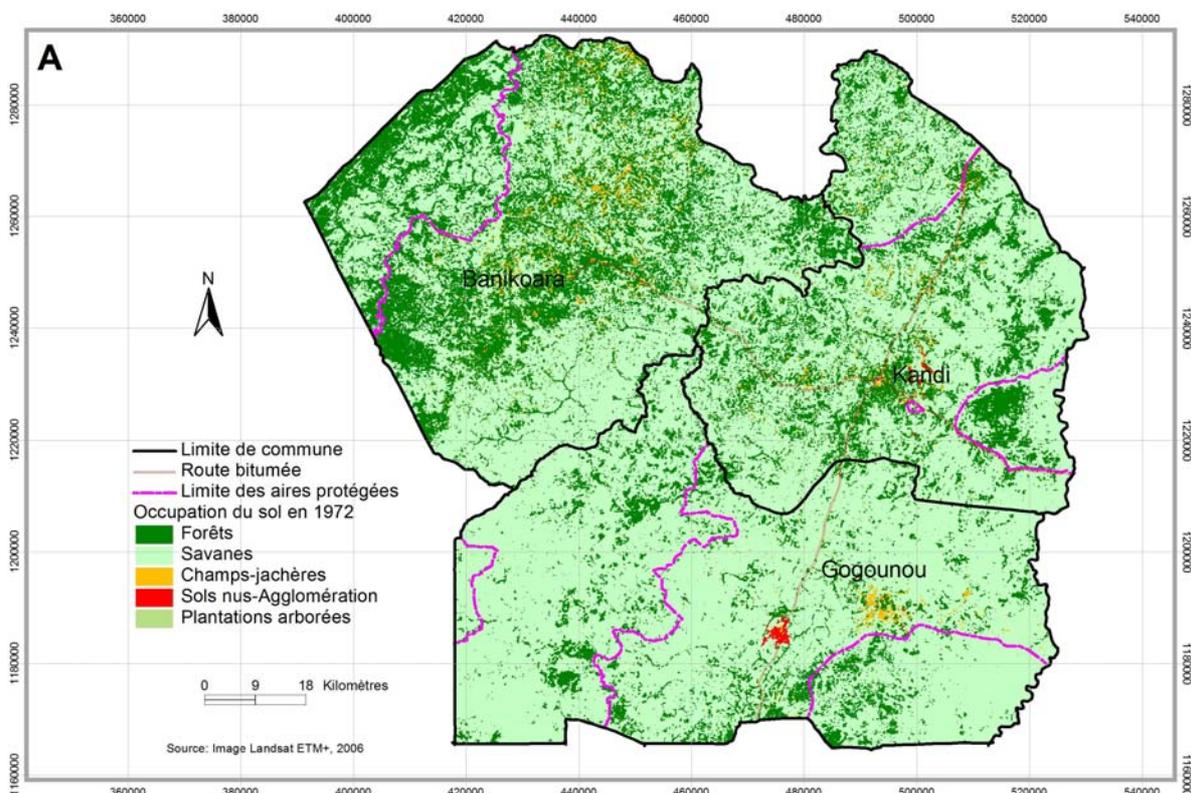
Dynamique de la composition du paysage: matrice de transition

Historiquement, le paysage était dominé par deux classes naturelles que sont les forêts et savanes avec des proportions respectives de 25,3% et 71,7% en 1972; 13,4% et 74,5% en 1986. Entre ces deux périodes, un taux important de transformation des forêts en savane a été observé: 13,3% de forêts ont évolué en savanes contre 2,2% de savanes devenues des forêts, soit un flux de 11,1%. Par ailleurs, les classes non naturelles, à

l'exception des plantations arborées, ont vu leurs pourcentages augmenter principalement au détriment des savanes (8,6% vers les champs-jachères et 1% en faveur des sols nus-agglomérations). De manière générale, nous avons observé, entre 1972 et 1986 une stabilité des classes sur 72,2% de la zone d'étude. Sur la même période, 3,7% du territoire a enregistré une dynamique de densification de la végétation et les surfaces agricoles se sont étendues de 24,1%.

Pendant la seconde période de l'étude (1986-2006), le paysage n'est plus dominé que par une formation naturelle (les savanes), la proportion de la classe champs-jachères ayant dépassé celle des forêts. En effet, au cours de cette période, la proportion des savanes et celle des forêts a diminué pour passer de 74,5% à 58,2% (savanes) et de 13,4% à 8,8% (forêts). Pendant ce temps, le pourcentage des autres classes a cru considérablement. Ces croissances se sont faites au détriment des savanes qui ont perdu 18,1% au profit des champs-jachères et 0,9% pour la classe sols nus-agglomérations. La classe des savanes constitue donc la principale distributrice en superficie aux autres classes.

En résumé, trois processus se dégagent en 10 ans



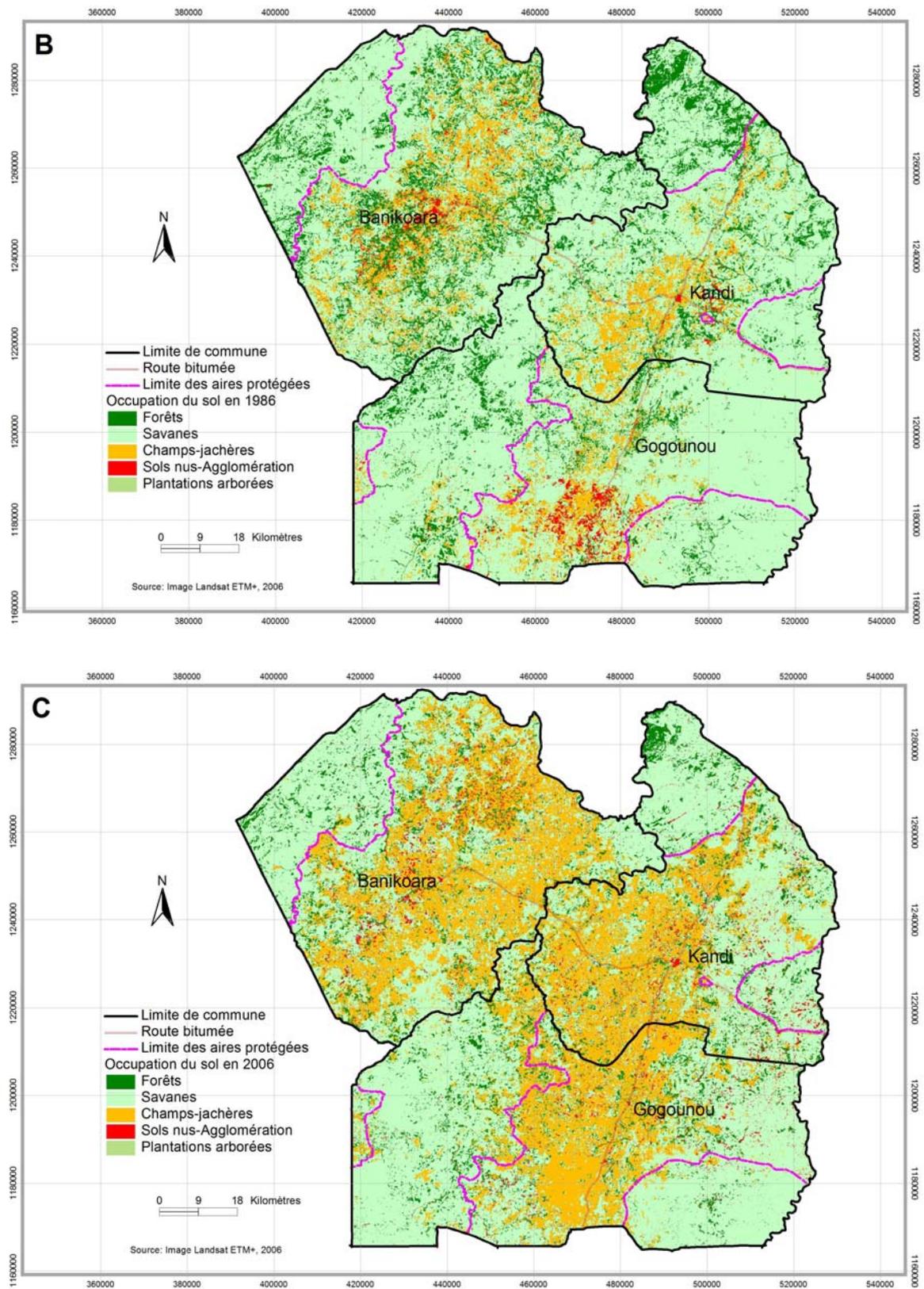


Figure 2: Occupation du sol en 1972 (A), 1986 (B) et 2006 (C) dans les communes de Banikoara, Gogounou et Kandi (Département de l'Alibori). Les transformations de paysage sont caractérisées par la fragmentation (entre 1972, 1986 et 2006) et par l'anthropisation (développement de la production cotonnière).

dans ce paysage. Premièrement, il y a création de nouvelles classes plus agricoles (26,1%).

Deuxièmement, on observe une reconstitution des formations végétales (3,4%) et finalement une stabilité des classes d'occupation du sol (70,5%). En examinant la période globale allant de 1972 à 2006, le paysage permet de corroborer la perte continue des formations naturelles. Ainsi, 17,4% de forêts ont été converties en savanes contre seulement 3,7% de savanes évoluant en forêts; 26,9% de savanes ont été transformées en champs-jachères. Un fait marquant a été la transformation de 2,4% de forêts en champs-jachères sans aucune reconstitution. En effet, aucune surface de champs-jachères ou de plantations arborées ne s'est transformée en forêt. Les forêts ont régressé ainsi de 16,5% pendant que les savanes ont perdu environ 13,5% d'étendue au profit des champs-jachères. L'importance relative

des dynamiques paysagères (entre 1972 et 2006) montre une stabilité des classes de 46,2% du paysage dont 40,4% représente les savanes; la dynamique de mise en culture (48,8% du paysage) au-dessus de la diagonale (Tableau 1) et enfin la dynamique de reprise de la végétation, avec une prépondérance des savanes en dessous de la diagonale. Cette dernière dynamique représente seulement 5% du paysage.

Dynamique de la structure spatiale du paysage

La densité de taches de forêts et de savanes connaît une augmentation accompagnée d'une diminution des aires moyennes en 2006 par rapport à 1986 et 1972 (Tableau 2). Le processus de transformation dominant observé pendant cette période pour ces deux classes est la fragmentation; pour la classe "savane", elle est précédée par la création entre 1972 et 1986 mais

Tableau 1
Matrice de transition de l'occupation du sol (%) entre 1972, 1986 et 2006 dans les communes de Banikoara, Gogounou et Kandi (Département de l'Alibori) au nord du Bénin obtenue après superposition des deux cartes d'occupation du sol (1972-1986; 1986-2006 et 1972-2006).

		1986					
1972	FO	SV	CJ	SA	PL	Total	
FO	11,1	13,3	0,8	0,1	0,0	25,3	
SV	2,2	59,8	8,6	1,0	0,1	71,7	
CJ	0,1	0,4	0,9	0,2	0,0	1,6	
SA	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	
PL	0,0	1,0	0,0	0,0	0,2	1,2	
Total	13,4	74,5	10,3	1,5	0,3	100,0	

		2006					
1986	FO	SV	CJ	SA	PL	Total	
FO	7,3	3,1	2,7	0,3	0,0	13,4	
SV	1,5	53,8	18,1	0,9	0,2	74,5	
CJ	0,0	1,2	8,3	0,5	0,3	10,3	
SA	0,0	0,1	0,5	0,9	0,0	1,5	
PL	0,0	0,0	0,1	0,0	0,2	0,3	
Total	8,8	58,2	29,7	2,6	0,7	100,0	

		2006					
1972	FO	SV	CJ	SA	PL	Total	
FO	5,1	17,4	2,4	0,4	0,0	25,3	
SV	3,7	40,4	26,9	0,3	0,4	71,7	
CJ	0,0	0,2	0,4	0,9	0,1	1,6	
SA	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,2	
PL	0,0	0,1	0,0	0,9	0,2	1,2	
Total	8,8	58,2	29,7	2,6	0,7	100,0	

Classes d'occupation du sol : Forêts (FO), Savanes (SV), Champs-Jachères (CJ), Sols nus-Agglomérations (SA), Plantations (PL). Chaque valeur du tableau correspond à une fraction du paysage convertie, entre deux dates, de la classe indiquée sur la ligne vers la classe en tête de colonne. Les valeurs en gras indiquent les permanences des classes (diagonale) et celles qui sont en dessous de cette diagonale présentent les dynamiques de reprise de la végétation et enfin celles au-dessus les dynamiques de développement agricole (perte de la végétation).

qui est compensée par une forte diminution de l'aire moyenne des taches, ce qui suggère un morcellement des taches.

Pour le reste des classes d'occupation du sol, le processus inverse est remarqué, c'est-à-dire la création. Entre 1972 et 2006, les valeurs de l'indice de dominance D des classes forestière et savanicole baissent, ce qui démontre leur disparition progressive, conséquence d'une influence anthropique et aussi d'une suppression de certaines taches fragmentées.

Les valeurs de D , faibles en 1972 et 1986 pour la classe champs-jachères, ont augmenté de façon remarquable en 2006. Le processus de transformation dominant observé en ce qui concerne cette classe était la formation et l'agrégation des taches. Cette même dominance est en baisse pour les classes de forêts et savanes entre 1972, 1986 et 2006, traduisant ainsi l'importance du phénomène de dégradation du

Tableau 2
Indices de configuration des classes d'occupation du sol de 1972, 1986 et 2006 dans les communes de Banikoara, Gogounou et Kandi (Département de l'Alibori) au Nord du Bénin.

	FO	SV	CJ	SA	PL
1972					
d (km^2)	1,72	0,42	0,41	0,06	0,40
\bar{a} (km^2)	0,14	1,70	0,03	0,02	0,02
D (%)	13,05	83,08	2,13	43,42	0,83
\bar{IF}	32,09	46,98	24,90	21,15	23,63
1986					
d (km^2)	2,69	1,55	1,33	1,36	0,47
\bar{a} (km^2)	0,04	0,47	0,07	0,01	0,00
D (%)	3,03	40,27	8,86	2,58	1,01
\bar{IF}	29,32	45,19	31,85	21,36	21,46
2006					
d (km^2)	5,40	4,85	2,55	2,67	1,87
\bar{a} (km^2)	0,01	0,12	0,11	0,00	0,00
D (%)	2,99	21,96	71,40	0,77	0,91
\bar{IF}	23,07	27,45	37,76	22,13	19,72

Les classes d'occupation du sol issues du résultat des traitements d'images Landsat des années 1972, 1986 et 2006 sont les Forêts (FO), Savanes (SV), Champs-Jachères (CJ), Sols nus-Agglomérations (SA), Plantation (PL). Après rasterisation des trois cartes d'occupation du sol qui étaient préalablement sous forme vectorielle et contenant les différentes classes (FO, SV, CJ, SA, PL), le logiciel Fragstats 3.2 a permis de calculer ces différents indices afin de mieux caractériser la dynamique du paysage.

milieu et donc de l'anthropisation des classes d'occupation naturelle. L'anthropisation est également révélée par l'évolution de l'indice de forme (\bar{IF}). En effet, pour toutes les classes où le taux d'occupation du sol diminue, la valeur de cet indice diminue. Pour la classe des forêts, les valeurs maximale et minimale oscillent autour de 32,09 et 23,07, respectivement pour les années 1972 et 2006. Au niveau des savanes, \bar{IF} passe de 46,98 en 1972 à 45,19 en 1986, puis à 27,45 en 2006. La diminution de la valeur de l'indice de forme pour les forêts et savanes peut être interprétée comme une diminution de la complexité des formes et une tendance vers de formes plus compactes.

Indices de la dimension fractale et de perturbation du paysage

L'indice de la dimension fractale (D_f) a connu une baisse importante de 1972 à 2006 (Figure 3). Cela suggère que non seulement il y a eu régression des superficies forestières, mais aussi que la complexité de la forme et de bordure des formations forestières avaient diminué au cours du temps. Les valeurs les plus élevées de cet indice correspondent à des faibles valeurs de l'indice de perturbation (U). L'effet de l'anthropisation du paysage devient alors plus manifeste. Les grosses taches forestières avec une valeur de plus élevée due à leurs formes naturelles plus complexes sont d'année en année remplacées par de petites taches aux formes de plus en plus régulières et donc à valeur de D_f plus faible.

Discussion

Approche méthodologique

La comparaison des trois images MSS 1972, TM 1986 et ETM+ 2006 a permis de quantifier les dégradations de la végétation intervenues dans le paysage étudié (16). Les classifications supervisées des images avec cinq classes par l'algorithme, ont donné des valeurs de précision statistiquement acceptables si l'on se réfère à l'échelle de Kabba et Li (31) ainsi que Landis et Koch (35). Cela peut s'expliquer en partie par le regroupement des formations végétales (42). En effet, les différentes classifications supervisées ont permis d'observer l'existence des formations végétales mixtes comme les forêts galeries et les forêts denses, les savanes boisées et les savanes arborées (18) par leurs valeurs radiométriques très proches et/ou leur physionomie. La complexité de la discrimination entre les classes de végétation provient aussi de l'impact des feux de végétation en zone soudanienne. En effet, ces feux de végétation

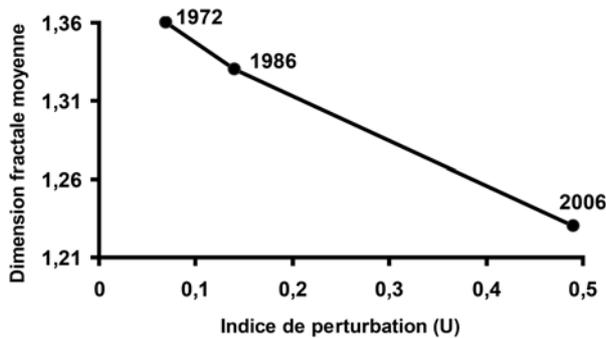


Figure 3: Evolution de l'indice de la dimension fractale moyenne des classes d'occupation du sol naturelles en fonction de l'indice de perturbation du paysage dans les communes de Banikoara, Gogounou et de Kandi (Département de l'Alibori) au nord du Bénin à partir des données cartographiques issues des traitements d'images Landsat de 1972, 1986 et 2006. U est défini comme le rapport de l'aire cumulative des classes anthropiques (Champs et jachères, Sols nus-Agglomération et les Plantations) dans le paysage et de l'aire cumulative des classes naturelles (Forêts, Savanes).

réfléchissent dans la bande du proche infrarouge et apparaissent en couleur noire dans les classifications superposées. Ces mêmes difficultés ont été démontrées par bon nombre d'auteurs (14, 19). De ce fait, ils augmentent les difficultés d'interprétation. L'utilisation des données auxiliaires comme les cartes topographiques, les points de contrôles et les nombreuses discussions avec les populations locales pour retracer l'historique de l'occupation du sol pendant la validation des classes de végétation sur le terrain ont facilité les interprétations visuelles et les analyses des images classifiées. En effet, les discussions avec les populations ont trait à la localisation de leurs activités socio-économiques dans leurs terroirs; ce qui a permis de mieux restituer de façon synchronique et diachronique, l'organisation spatio-temporelle de l'espace (25). L'analyse de la dynamique de l'occupation du sol a fait ressortir une régression continue des forêts-savanes au profit essentiellement des champs-jachères (3, 7, 18, 44). La conversion des paysages naturels en paysages artificiels entraîne très souvent des changements dans la configuration spatiale des paysages (14). C'est ce qui nous a amené à l'idée de quantification de l'anthropisation du paysage à partir des indices. Par ailleurs, la recherche d'indices les plus pertinents a conduit au choix de la densité, l'aire et le périmètre des taches. Ces mesures sont souvent considérées comme les éléments essentiels de la configuration du paysage (8, 40). La détermination de la dimension fractale a permis de détecter le degré d'anthropisation du paysage naturel, car elle a été reconnue (33)

comme une méthode très fiable de description de l'effet anthropique sur la forme des taches. Quant à l'indice de perturbation, il indique une dominance des classes anthropiques quand il est supérieur à 1 et une dominance des classes naturelles s'il est inférieur à 1 (43).

Effet de la production agricole sur la structure spatiale du paysage

Les indices de configuration spatiale des taches des différentes classes ont permis de mettre en exergue la dynamique spatio-temporelle dans le paysage. L'analyse de la matrice de transition a permis de déceler une dégradation des écosystèmes forestiers et savaniques, une anthropisation marquée par l'augmentation de l'aire totale des champs-jachères et enfin, une faible tendance à la reprise de la végétation entre 1972, 1986 et 2006. La faiblesse du taux de restauration des forêts et savanes est un signe de perturbation de ces écosystèmes. Cette situation est provoquée dans la zone d'étude par une réduction du temps de jachère et une accélération des défrichements due au lessivage des sols. La pression sur les forêts et les savanes se trouve également accentuée par les cultures vivrières qui viennent en tête de rotation sur les terres nouvellement défrichées.

Les pratiques ancestrales de conservation de la nature basées sur le développement du mythe et la peur ne sont plus respectées de nos jours par la jeune génération à cause des mutations socioéconomiques des sociétés humaines. La dégradation des forêts est marquée par une fragmentation plus forte (4). Arouna (2) confirme la fragmentation des forêts à Djidja au centre du Bénin par l'agriculture, la carbonisation et l'exploitation forestière par les populations locales. Elle est démontrée par une forte augmentation de la densité des taches ainsi que par une diminution de leur taille moyenne. Quant à l'indice de dominance, il décroît pour les classes de forêts et de savanes pendant qu'il s'accroît pour les classes de champs-jachères. Aussi, l'anthropisation est-elle remarquable par l'augmentation de l'aire totale des champs-jachères, et l'augmentation de l'indice de dominance de cette classe. Les amplitudes de la dynamique spatiale sont donc plus fortes dans les deux classes naturelles (forêts, savanes). En plus, les tendances observées entre les deux groupes de classes (groupes des forêts-savanes et champs-jachères) évoluent en sens opposé. Ces résultats obtenus reflètent la réalité de la tendance de la dynamique du paysage dans cette partie du Bénin, où le passage d'une économie d'autosubsistance à une économie de marché, avec comme moteur la

culture du coton, est à la base des changements sociaux qui se répercutent aussi sur le paysage. Le constat le plus remarquable dans l'évolution de l'occupation du sol est l'évolution grandissante de l'emprise agricole qui s'accompagne d'une fragmentation (8) et d'une homogénéisation des paysages via l'agrandissement des taches agricoles (47).

Choix des indices de la structure spatiale

La sélection des indices calculés dans le présent travail dépendait, entre autres, du paysage, des types de changements, des résolutions spatio-temporelles (39) des images satellitaires et de la mise à disposition d'indicateurs pertinents pouvant aider à la prise de décision. Or, selon (9), l'anthropisation dans un milieu naturel est généralement caractérisée par la fragmentation, un changement dans la géométrie des taches et une évolution des classes anthropisées au détriment des classes naturelles d'occupation du sol. Ces constats ont permis le choix des indices de la dimension fractale (38) et de perturbation (43) comme outils d'analyse et de quantification de l'anthropisation du paysage. Ainsi, notre paysage étant perturbé par l'augmentation progressive des surfaces agricoles due à la production du coton, a des dimensions fractales faibles (40, 43). Il ressort que le paysage étudié est anthropisé. Ces résultats concordent avec (34) qui estiment que les causes actuelles de la régression de la qualité et de la quantité des habitats forestiers voire savaniques sont principalement d'ordre anthropogène. Ce constat confirme également les conclusions de Ji *et al.* (30) dans le bassin de Sichuan en République populaire de Chine. Selon ces auteurs, la diminution des valeurs de D_f des forêts denses reflète des effets anthropiques dans le paysage. C'est-à-dire une tendance vers des formes plus régulières des taches de forêt. En effet, les taches anthropiques comme les mosaïques de champs et jachères tendent vers des formes régulières rectangulaires ou carrées (33). C'est l'homme, de façon directe ou indirecte, qui entraîne ce déclin de l'habitat forêt-savane (12, 21). Les valeurs de D_f tendant vers 1 illustrent bien une pression humaine manifeste sur les classes forestières et savani-

coles. Il y a donc une anthropisation même si le paysage à travers cet indice relate une certaine supériorité des classes naturelles ($U < 1$). Il existe alors une corrélation entre l'indice de la dimension fractale et le degré de perturbation du paysage (15, 26, 33.). Ce qui revient à dire que ces deux indices (U , D_f) pourraient être considérés comme les indicateurs exprimant au mieux le phénomène de l'anthropisation (8).

Conclusion

Cette étude nous a permis, grâce aux méthodes de l'écologie du paysage associées à la télédétection et au Système d'Information Géographique, de quantifier la dégradation du paysage au Nord du Bénin entre 1972, 1986 et 2006. Cette partie du Bénin dont la matrice paysagère était jadis dominée par les forêts et les savanes est aujourd'hui de plus en plus anthropisée. La matrice de transition a permis de constater un recul de 16,5% de forêts, 13,5% de savanes entre 1972 et 2006 et une faible tendance de succession écologique végétale naturelle. La classe champs-jachères, qui n'occupait qu'environ 2% du paysage a vu sa proportion multipliée par 19. Aussi bien en 1986 qu'en 2006, dans les deux classes naturelles (forêts et savanes), les valeurs des aires moyennes et de la dominance ont chuté, confirmant ainsi la fragmentation paysagère. En revanche, dans la classe champs-jachères, la création de nouvelles taches et leur agrégation ont révélé une modification de la structure spatiale de ce paysage. Une des causes principales de ces perturbations est la monoculture du coton et la coupe sélective des espèces ligneuses à valeur commerciale. Il est donc important de pouvoir concilier ces résultats de l'anthropisation des paysages avec la politique agricole du pays dans l'optique d'un développement durable.

Remerciements

Nos remerciements au Gouvernement de la République du Bénin pour la bourse de formation des formateurs, le Fonds Alice et David Van Buuren pour son appui financier, les autorités des conseils communaux de Banikoara-Gogounou et Kandi pour les facilités accordées sur les sites.

Références bibliographiques

1. Afouda F., 1990, L'eau et les cultures dans le Bénin central et septentrional: étude de la variabilité des bilans de l'eau dans leurs relations avec le milieu rural de la savane africaine. Thèse de doctorat nouveau régime. Paris IV Sorbonne. 428 p.
2. Arouna O., 2012, Cartographie et modélisation prédictive des changements spatio-temporels de la végétation dans la Commune de Djidja au Bénin: implications pour l'aménagement du territoire. Thèse de doctorat. Université d'Abomey-Calavi. Bénin. 162 p.
3. Arouna O., Sinsin B. & Houndagba C.J., 2002, L'exploitation des ressources biologiques et la dynamique de la forêt

- classée de l'Alibori supérieur au Bénin. Université d'Abomey-Calavi, 117 p.
4. Bamba I., 2010, Anthropisation et dynamique spatio-temporelle de paysages forestiers en République démocratique du Congo. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, Belgique, 189 p.
 5. Billen R. & Cornélis B., 2000, Géométrie de la spatio-carte: correction et validation. Bulletin de la Société Géographique de Liège, Belgique, **38**, 25-42.
 6. Bogaert J., 2000, Quantifying habitat fragmentation as a spatial process in a patch-corridor-matrix landscape model. PhD dissertation, University of Antwerp, Belgium.
 7. 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., 2011, A methodological framework to quantify anthropogenic effects on landscape pattern. *In: Landscape ecology in Asian cultures* (eds S.-K. Hong, J. Wu, J.-E. Kim & N. Nakagoshi), Springer, Verlag, New York, pp. 141-167.
 8. Bogaert J. & Hong S.K., 2003, Landscape ecology: monitoring landscape dynamics using spatial pattern metrics. *In: Ecological issues in a changing world*, (eds. Hong, S.K.; Lee, J.A.; Ihm B.S.; Farina A.; Son Y.; Kim E.S. & Choe J.C), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 109-131.
 9. Bogaert J. & Mahamane A., 2005, Ecologie du paysage: cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, **7**, 39-68.
 10. Bonn F. & Rochon G., 1992, Précis de télédétection. Principes et méthodes. Sainte-Foy (Québec): Presses de l'Université du Québec, 485 p.
 11. Bougherara A., 2010, Identification et suivi des paysages et de leur biodiversité dans la Wilaya d'El Tarf (Algérie) à partir des images Landsat, Spot et Aster. *Revue Télédétection*, **9**, 225-243.
 12. Bring A.B. & Eva H.D., 2009, Monitoring 25 years of land cover change dynamics in Africa: a sample based remote sensing approach. *Applied Geography*, **29**, 501-512.
 13. Caloz R., Blazer T.J. & Willemin G., 1993, Création d'une ortho-image à l'aide d'un modèle numérique d'altitude: influences des modes de ré-échantillonnage radiométrique. *In: Télédétection et cartographie*. Edition AUPELF-UREF. Les Presses de l'Université du Québec, pp. 17-30.
 14. Collinge S.K., 1998, Spatial arrangement of habitat patches and corridors: clues from ecological field experiments. *Landscape and Urban Planning*, **42**, 157-168.
 15. De Cola L., 1989, Fractal analysis of a classified Landsat scene. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **55**, 601-610.
 16. DeFries R., Achard F., Brown S., Herold M., Murdiyarsa D., Schlamadinger B. & de Souza C., 2007, Earth observations for estimating greenhouse gas emissions from deforestation in developing countries. *Environmental Science & Policy*, **10**, 385-394.
 17. Delcros P., 1994, Ecologie du paysage et dynamique végétale post-culturelle. Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble I, Cemagref, série Gestion des territoires n°13, Grenoble, 269 p.
 18. Diallo H., Bamba I., Barima Y.S.S., Visser M., Ballo A., Mama A., Vranken I., Maiga M. & Bogaert J., 2011, Effets combinés du climats et des pressions anthropiques sur la dynamique évolutive de la dégradation d'une aire protégée du Mali (la Réserve de Fina, Boucle du Baoulé). *Sécheresse*, **22**, 97-107.
 19. Dibi N'Dah H., Kouakou K. & N'Guessan K.E., 2007, Apport de la télédétection au suivi de la déforestation dans le parc national de la Marahoué (Côte d'Ivoire). *Revue Télédétection*, **8**, 17-34.
 20. Escadafal R., 2007, Les bases de la surveillance de la désertification par satellites. *Sécheresse*, **18**, 263-270.
 21. Fahrig L., 2003, Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **34**, 487-515.
 22. Giannini A., Saravanan R. & Chang P., 2003, Oceanic forcing of Sahel rainfall on interannual to interdecadal time scales. *Science*, **302**, 1027-30.
 23. 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**, 281-302.
 24. Gomgnimbou P.K.A., Savadogo W.P., Nianogo J.A. & Millogo-Rasolodimby J., 2010, Pratiques agricoles et perceptions paysannes des impacts environnementaux de la cotonculture dans la province de la Komienga (Burkina-Faso). *Sciences & Nature*, **7**, 165-175.
 25. Grenan P. & Joiris D., 2000, Usages de l'espace et enjeux territoriaux en forêt tropicale. *In: Bahuchet S. & De Maret P. Editions. Avenir des peuples des forêts tropicales*, 2, Approche thématique. Bruxelles: APFT, ULB, p. 107-134.
 26. Hargis C.D., Bissonette J.A. & David J.L., 1997, Understanding measures of landscape pattern. *In: Wildlife and landscape ecology*, (eds. Bissonette J.A.), Springer, Berlin Heidelberg, New York, pp. 231-261.
 27. Hountondji H.Y.C., 2008, Dynamique environnementale en zones sahélienne et soudanienne de l'Afrique de l'Ouest: Analyse des modifications et évaluation de la dégradation du couvert végétal. Thèse de doctorat. Université de Liège, Belgique, 131 p.
 28. INSAE, 2003, Troisième Recensement Général de la Population et de l'Habitation. Février 2002. Quelques résultats. Institut National de la Statistique et de l'Analyse Economique, Cotonou, Bénin, 45 p.
 29. Inventaire Forestier National, 2007, Traitement et analyse des données Landsat 7 ETM+. Maps Geosystem GmbH, DFS, Cenatel, 20 p.
 30. Ji J., Jiang H. & Yang, W., 2008, National policy's influence on baoting county's landscape patterns and Giant Panda population. *Landscape ecology and forest management* (eds J. Chen, S. Liu, R. Lucas, P. Sun, R. Laforzezza & L. Delp). IUFRO 8.01.02, Chengdu.
 31. Kabba S.T.V. & Li J., 2011, Analysis of land use and land cover changes, and their ecological implication in Wuhan, China. *Journal of Geography and Geology*, **3**, 104-118.
 32. Koné M., Aman A., Adou Yao C.Y., Coulibaly L. & N'Guessan K.E., 2007, Suivi diachronique par télédétection spatiale de la couverture ligneuse en milieu de savane soudanienne en Côte d'Ivoire. *Revue Télédétection*, **7**, 433-446.
 33. Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., O'Neill R.V. & Coleman P.R., 1987, Landscape pattern in a disturbed environment. *Oikos*, **48**, 321-324.
 34. Lambin E.F., Turner B.L., Geist H., Agbola S.B., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imberron J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skanes H., Stefan W., Stone G.D., Svedin U., Velkamp T., Vogel C. & Xu J., 2001, The causes of land-use land cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, **11**, 261-169.
 35. Landis J.R. & Koch G.G., 1977, The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics*, **33**, 159-74.
 36. Mamadou A.S., 2009, Cartographie des changements de l'occupation du sol entre 1990 et 2002 dans le Nord du Sénégal (Ferlo) à partir des images Landsat. *Cybergeo: European Journal of Geography*. URL: <http://cybergeo.revues.org/index22707.html>.
 37. Maârouhi I.M., Mahamane A., Saadou M. & Bachmann Y., 2011, Dynamique spatio-temporelle des forêts claires dans le Parc national du W du Niger (Afrique de l'Ouest). *Sécheresse*, **22**, 97-107.
 38. Mandelbrot B.B., 1983, The fractal geometry of nature. W.H. Freeman and Company, New York. USA, 114 p.

39. McGarigal K. & Cushman S.A., 2002, Comparative evaluation of experimental approaches to the study of habitat fragmentation effects. *Ecological Applications*, **12**, 335-345.
40. 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, 132 p.
41. McGarigal K. & McComb W.C., 1995, Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon Coast Range. *Ecological Monographs*, **65**, 235-260.
42. N'Guessan K.E., Dibi N'Dah H., Bellan M-F. & Blasco F., 2006, Pression anthropique sur une réserve forestière en Côte-d'Ivoire: Apport de la télédétection. *Télédétection*, **5**, 307-323
43. O'Neill R.V., Krummel J.R., Gardner R.H., Sugihara G., Jackson B., De Angelis D.L., Milne B.T., Turner M.G., Zygmunt B., Christensen S.W., Dale V.H. & Graham R.L., 1988, Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, **3**, 153-162.
44. Orékan V.A., 2007, Implémentation du modèle local CLUE-s aux transformations spatiales dans le Centre Bénin aux moyens de données socio-économiques et de télédétection. Thèse de doctorat, Université de Bonn, Bonn, Suisse, 204 p.
45. Patton D.R., 1975, A diversity index for quantifying habitat "edge". *Wildlife Society Bulletin*, **3**, 171-173.
46. Robin M., 2002, Télédétection, des satellites au SIG. Une analyse complète du processus de création d'un type essentiel d'information géographique. Nathan University, 318 p.
47. Sabatier R., Doyen L., Tichit M., 2010, Reconciling production and conservation in agrolandscapes: does landscape heterogeneity help? *Innovation and Sustainable Development in Agriculture and Food (ISDA)*. Montpellier, France, 10 p.
48. Tabopda G.W. & Fotsing J-M., 2010, Quantification de l'évolution du couvert végétal dans la réserve forestière de Laf-Madjam au nord du Cameroun par télédétection satellitale. *Sécheresse*, **21**, 169-78.
49. Vissin E.W., 2007, Impact de la variabilité climatique et de la dynamique des états de surface sur les écoulements du bassin béninois du Niger. Thèse de doctorat, Université de Bourgogne, 258 p.

ORGANISATION

Nature de l'entité responsable de la publication et objet de la revue TROPICULTURA

Agri-Overseas a.s.b.l. est une association créée dans le but d'établir des relations professionnelles d'intérêts communs entre tous ceux qui oeuvrent pour le développement rural outre-mer. Elle publie la revue scientifique et d'information «Tropicultura» consacrée aux problèmes ruraux dans les pays en développement. Cette revue est éditée trimestriellement avec le soutien financier de la région Bruxelles-Capitale. Elle bénéficie du patronage scientifique de l'Académie Royale des Sciences d'Outre-Mer de Belgique (ARSOM) et du soutien du Conseil interuniversitaire de la Communauté française de Belgique (CIUF) et du Vlaamse Interuniversitaire Raad (VLIR).

Agri-Overseas a.s.b.l. se compose de membres individuels et des institutions belges suivantes: l'Académie Royale des Sciences d'Outremer de Belgique (ARSOM), la Commission universitaire pour le Développement du Conseil Interuniversitaire de la Communauté française de Belgique (CUD-CIUF), l'instance de Coopération Universitaire au Développement du Conseil Interuniversitaire de la Communauté Flamande (VLIR-UOS), les quatre Facultés en Sciences agronomiques de Belgique, (Liège/Gembloux, Gent, Leuven et Louvain-La-Neuve), les deux Facultés en Médecine vétérinaire (Gent et Liège), le Département de Santé animale de l'Institut de Médecine Tropicale d'Anvers (Antwerpen), l'Ecole Interfacultaire de Bioingénieurs de l'Université Libre de Bruxelles, les Facultés Universitaires de Notre Dame de la Paix (Namur), le Département des Sciences et Gestion de l'Environnement de l'Université de Liège (Arlon), et la Direction Générale de la Coopération au Développement (D.G.D.).

Conseil d'administration

Le conseil d'administration d'Agri-Overseas a.s.b.l. est composé du Professeur J. Verduyck, Président; du Professeur G. Mergeai, Administrateur Délégué; du Dr E. Thys, Secrétaire; du Professeur B. Losson, Trésorier; du Professeur J. Bogaert, membre représentant du CIUF; du Dr S. Geerts, membre représentant de l'ARSOM; du Professeur R. Merckx, membre représentant du VLIR et du Professeur Honoraire J. Hardouin, membre.

Comité de rédaction

Le comité de rédaction de Tropicultura est constitué du Professeur G. Mergeai, Rédacteur en Chef, et des Rédacteurs délégués suivants: le Professeur Ch. De Cannière pour «la Sylviculture, l'Ecologie du paysage et les Systèmes de Production Végétale», le Professeur J.-P. Dehoux pour «la Production animale et le Gibier», le Dr D. de Lame pour la Sociologie, le Professeur Honoraire F. Malaisse pour la «Foresterie et l'Ecologie», le Professeur Emerite J.-C. Micha pour «les Pêches et la Pisciculture», le Professeur Emerite E. Tollens pour «l'Economie rurale», le Professeur P. Van Damme pour «l'Agronomie», le Professeur E. Van Ranst pour les «Sciences du sol», le Professeur J. Verduyck et le Dr E. Thys pour «la Santé Animale» et l'lr F. Maes, Collaborateur scientifique. Le secrétariat traite directement les autres sujets relevant de la compétence de la revue (Agro-industrie, systèmes de production, etc...). Le comité de rédaction se réserve le droit de refuser tout article non conforme aux instructions aux auteurs. Les articles sont soumis à un ou plusieurs lecteurs choisis par la rédaction et ces lecteurs restent anonymes pour les auteurs.

Secrétariat de rédaction

231, Avenue Louise, B- 1050 Bruxelles – Belgique
Téléphones: ++32.02.540 88 60/ 61; Fax.: ++32.02.540 88 59
Email: ghare.tropicultura@belga.com.net / clouvet.tropicultura@belga.com.net /
Website: <http://www.tropicultura.org>

INSTRUCTIONS AUX AUTEURS

Contenu du manuscrit

Les thèmes des articles publiés dans Tropicultura concernent tout ce qui touche au développement rural et à la gestion durable de l'environnement des régions chaudes de la planète. La priorité est donnée aux articles présentant des sujets originaux, ayant une portée la plus large possible, c'est-à-dire dont le contenu concerne surtout des aspects méthodologiques transposables dans une large gamme d'environnements et de régions du monde. Un accent tout particulier est également mis sur la fiabilité des informations publiées, c'est-à-dire, quand il s'agit de résultats expérimentaux, sur le nombre de répétitions des essais, dans le temps et dans l'espace, qui sont à l'origine des données obtenues. Les manuscrits seront inédits et n'auront pas été soumis pour publication simultanément à une autre revue scientifique. Ils peuvent être rédigés en une des quatre langues suivantes : anglais, espagnol, français et néerlandais.

Procédure de soumission

Les manuscrits sont à adresser au rédacteur en chef par la poste, en trois exemplaires, sous forme de document papier, ou directement à l'adresse électronique du secrétariat de rédaction sous forme de fichiers attachés.

Dans la mesure du possible, après acceptation de l'article pour publication, l'auteur fournira sa dernière version, revue et corrigée, sous format électronique. Le logiciel Word est recommandé mais une version ASCII ou RTF des fichiers est acceptée.

Style

Les manuscrits seront rédigés en simple face, en double interligne, police de caractères times new Roman 11, avec une marge de 2,5 cm autour de la plage imprimée. Ils comporteront au maximum vingt pages de texte (page de couverture non compris).

La page de couverture portera : le titre, le titre abrégé (maximum 55 caractères), les noms et prénoms complets des auteurs, le diplôme, la fonction, la nationalité, l'adresse professionnelle complète et l'adresse électronique de chacun d'eux, les remerciements éventuels. Le nom de l'auteur correspondant sera marqué d'un "*" et son adresse sera complétée par son numéro de téléphone.

Les pages suivant la page de couverture présenteront :

- (i) les résumés (max. 200 mots) dans la langue du manuscrit et en anglais, précédés du titre traduit et suivis de maximum six mots-clés dans chacune des deux langues ;
- (ii) le corps du texte ;
- (iii) la bibliographie ;
- (iv) les tableaux numérotés au moyen de chiffres arabes ;
- (v) les illustrations identifiées sans ambiguïté par un numéro au verso si elles ne sont pas envoyées électroniquement;
- (vi) les légendes des tableaux et des illustrations.

Toutes les pages seront numérotées en continu.

Le texte sera divisé en grands chapitres (généralement : Introduction, Matériel et méthodes, Résultats, Discussion, Conclusions) et sa subdivision ne dépassera pas deux niveaux (un seul niveau en dessous de celui des chapitres). Les titres des chapitres et les sous-titres des paragraphes, très concis ne seront jamais soulignés.

Les références seront citées dans le texte au moyen de nombres placés entre parenthèses. En cas de citation de plusieurs références, leurs nombres se succéderont par ordre croissant.

Les figures seront dessinées de façon professionnelle. Les photographies seront fournies non montées, bien contrastées sur papier brillant. Les photos fournies en jpg doivent être de bonne qualité et avoir au minimum 300 pixels par pouce (dpi).

Les fichiers excel des données de tableaux et graphiques doivent être fournis lors de la soumission du manuscrit.

Les références bibliographiques seront données par ordre alphabétique des noms d'auteurs et par ordre chronologique pour un auteur donné. Elles seront numérotées en continu en commençant par le chiffre 1.

Le nombre de références bibliographiques ne dépassera pas cinquante.

Pour les articles de revues, les références comprendront : les noms des auteurs suivis des initiales des prénoms, l'année de publication, le titre complet de l'article dans la langue d'origine, le nom de la revue, le numéro du volume souligné, les numéros de la première et de la dernière page séparés par un tiret.

Exemple: Poste G., 1972, Mechanisms of virus induced cell fusion. Int. Rev. Cytol. 33, 157-222.

Pour les monographies, les éléments suivants sont essentiels : les noms des auteurs suivis des initiales des prénoms, l'année de publication, le titre complet de l'ouvrage, le nom de l'éditeur, le lieu d'édition, la première et la dernière page du chapitre cité, le nombre total de pages de l'ouvrage.

Les comptes rendus de conférences sont traités comme des monographies ; de plus, ils mentionneront si possible le lieu, la date de la réunion et le(s) éditeur(s) scientifique(s).

Exemple : Korbach M.M. & Ziger R.S., 1972, Heterozygotes detection in Tay-Sachs disease a prototype community screening program for the prevention of recessive genetic disorders pp 613-632. In : B.W. Volks & S.M. Aronson (Editors), Sphingolipids and allied disorders, Plenum, New-york, 205 p.

Attestation de publication

Afin de s'assurer de l'originalité du manuscrit et de l'accord de sa publication par les organismes de tutelle des auteurs, il est demandé à l'auteur principal de signer et de renvoyer l'attestation.

Droits de reproduction

En cas d'acceptation de l'article, la rédaction exigera un engagement des différents auteurs associés à l'article à céder leurs droits de publication à Tropicultura.

Participation aux frais de publication

Le montant de la participation des auteurs aux frais de publication de l'article s'élève à 200 euros. Avant que l'article ne soit traité, l'auteur correspondant doit signer et renvoyer l'attestation.

Lecteurs internationaux

Lors de la soumission des articles, les auteurs devront proposer trois réviseurs de renommée internationale qui pourraient évaluer leurs manuscrits.

TROPICULTURA

2013 Vol. 31 N° 1

Four issues a year (January- February- March)

CONTENTS

EDITORIAL

Landscape Ecology: a Unifying Discipline (*in French and in English*)

J. Bogaert & M. André 1

ORIGINAL ARTICLES

Edge Effects and Sex Ratio of Forest Rodents in a Fragmented Ecosystem in the Democratic Republic of the Congo (Masako Reserve, Kisangani) (*in French*)

L.W.M. Iyongo, C. De Cannière, J. Ulyel, B.A. Dudu, K. Bukasa, E. Verheyen & J. Bogaert 3

Identification of Degradation Indicators of Tapia Forest (*Uapaca bojeri*) by Sylvicultural Analysis (*in French*)

O.L. Rakotondrasoa, F. Malaisse, G.L. Rajoelison, J. Gaye, T.M. Razafimanantsoa, M. R Rabearisoa, B.S. Ramamonjisoa, N. Raminosoa, F. Verheggen, M. Poncelet, E. Haubruge & J. Bogaert 10

The Spatial Footprint of the Non-Ferrous Mining Industry in Lubumbashi (*in English*)

I. Vranken, Y.M. Amisi, F. K. Munyemba, I. Bamba, F. Veroustraete, M. Visser & J. Bogaert 20

Plant Diversity and Abundance Distribution of a Protected Ecosystem in an Anthropogenic Landscape: the Case of the Bururi Natural Forest Reserve of, Burundi (*in French*)

F. Havyarimana, M.-J. Bigendako, T. Masharabu, F. Bangirinama, J. Lejoly, Y.S.S. Barima, C. De Cannière & J. Bogaert 28

Effects of Forest Fragmentation by Shifting Agriculture on the Degradation of some Physical Properties of a Ferralsol Sampled at Yangambi, D.R. Congo (*in French*)

S. Alongo, M. Visser, T. Drouet, F. Kombele, G. Colinet & J. Bogaert 36

Importance of the Harvest Method on the Regeneration of Combretaceae in the Senegalese Groundnut Basin (*in French*)

E. Faye, H. Diallo, S.A N. Samba, M.A. Touré, A. Dramé, B. Fall, J. Lejoly, M. Diatta, M. Kairé, C. De Cannière, G. Mahy & J. Bogaert 44

Spatial Pattern of the Three Most Abundant Species in the Yoko Forest Reserve, Ubundu, Democratic Republic of the Congo (*in French*)

S. Kumba, H. Nshimba, L. Ndjele, C. De Cannière, M. Visser & J. Bogaert 53

Tree Plantation Will not Compensate Natural Woody Vegetation Cover Loss in the Atlantic Department of Southern Benin (*in English*)

M.S. Toyi, Y.S. Barima, A. Mama, M. André, J.-F. Bastin, C. De Cannière, B. Sinsin & J. Bogaert 62

Edge Effects on the Productivity of Teak (*Tectona grandis* L.f.): a Case Study of Private Teak Plantations in Southern Benin (*in French*)

M.S. Toyi, J.-F. Bastin, M. André, C. De Cannière, B. Sinsin & J. Bogaert 71

Anthropogenic Effects and Landscape Dynamics in the Soudanian Zone of North Benin (*in French*)

A. Mama, B. Sinsin, C. De Cannière & J. Bogaert 78

TROPICULTURA IS A PEER-REVIEWED JOURNAL INDEXED BY AGRIS, CABI, SESAME AND DOAJ

