

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. Bangirirama⁴, 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 phanérophytes 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).

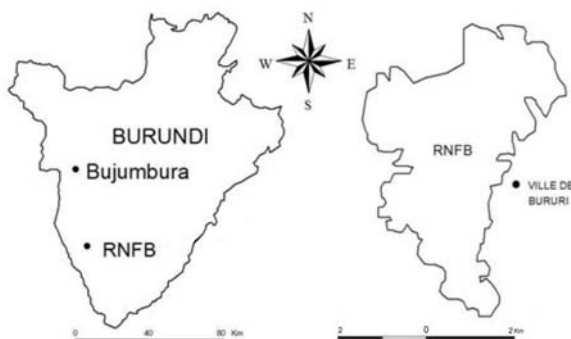


Figure 1. Localisation de la Réserve Naturelle Forestière de Bururi (RNFB).

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

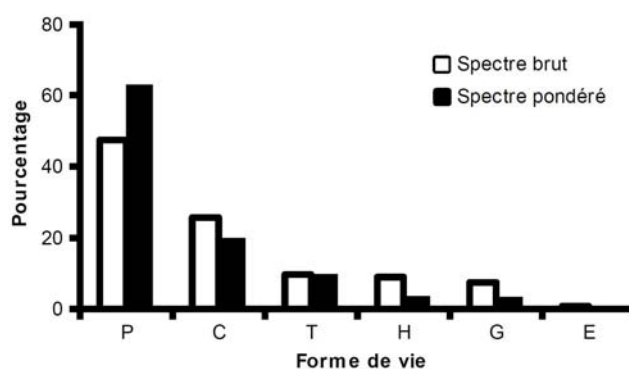


Figure 2. Importance des formes de vie identifiées dans la Réserve Naturelle Forestière de Bururi, Burundi. (P) phanérophtes, (C) chaméphytes, (T) thérophytes, (H) hémicrytophytes, (G) géophytes, (E) épiphytes.

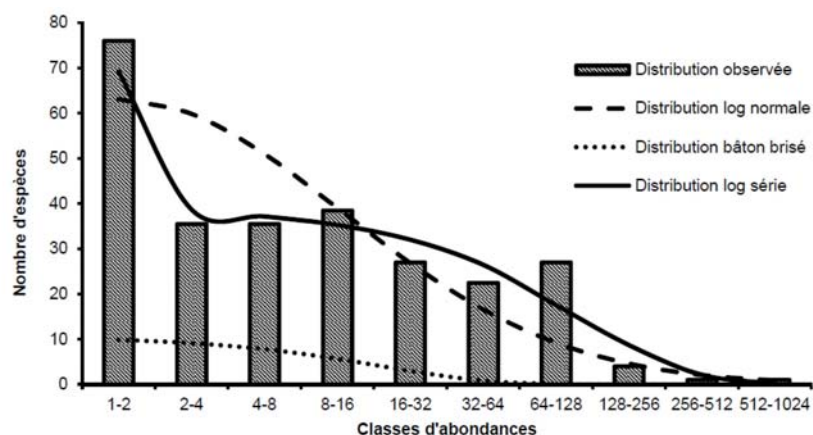


Figure 3. Distribution d'abondances des espèces végétales dans la Réserve Naturelle Forestière de Bururi au Burundi.

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 phanérophytes 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*, **11**, 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 phosphorous 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.