



HAL
open science

Influence des facteurs écologiques sur la composition et la diversité des unités de végétation du paysage de la Malagarazi (Burundi)

André Nduwimana, Bernard Riéra, Elias Bizuru

► **To cite this version:**

André Nduwimana, Bernard Riéra, Elias Bizuru. Influence des facteurs écologiques sur la composition et la diversité des unités de végétation du paysage de la Malagarazi (Burundi). *Revue d'Écologie*, 2015, 70 (3), pp.213-230. hal-03530372

HAL Id: hal-03530372

<https://hal.science/hal-03530372v1>

Submitted on 17 Jan 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

INFLUENCE DES FACTEURS ÉCOLOGIQUES SUR LA COMPOSITION ET LA DIVERSITÉ DES UNITÉS DE VÉGÉTATION DU PAYSAGE DE LA MALAGARAZI (BURUNDI)

André NDUWIMANA¹, Bernard RIÉRA¹ & Elias BIZURU²

¹ UMR 7179, CNRS-MNHN, 4 Avenue du Petit Château. F-91800 Brunoy. E-mail: anduwima@mnhn.fr ; riera@mnhn.fr

² University of Rwanda. College of Science and Technology, School of Science. P.O. Box 117 Huye, Rwanda. E-mail: ebizuru@gmail.com

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

SUMMARY.— *Influence of ecological factors on the composition and diversity of vegetation units in the Malagarazi landscape (Burundi).*— The creation of a protected area at the level of the Malagarazi natural landscape is confronted with socioeconomic constraints which oblige to limit it to priority zones. The objective of present study is to analyse the composition and plant diversity of the landscape, taking into account the strong spatial heterogeneity of the environmental conditions and the disturbances. The study proceeds by the identification of plant groupings and by their comparison with taxonomic descriptors (species richness, diversity indices, similarity coefficients) and not taxonomic ones (functional types, number of endangered or priority species for conservation). Results give evidence of three different groupings of species the analysis of which highlights differences related to environmental conditions and scale of the disturbances. The proportions of species which are threatened or considered as priorities for conservation are high and observed in all the three identified groupings. The identification of these units and the ecological characteristics which influence their composition and diversity is an important element for the choice of the representative zones to be put under a protection status.

RÉSUMÉ.— La création d'une aire protégée au niveau du paysage de la Malagarazi est confrontée à des contraintes socioéconomiques qui obligent à la limiter à des zones prioritaires. La présente étude a pour objectif d'analyser la composition et la diversité végétale du paysage en tenant compte de la forte hétérogénéité spatiale des conditions environnementales et des perturbations. L'étude procède par l'identification des groupements végétaux et par leur comparaison par des descripteurs taxinomiques (richesse spécifique, indices de diversité, coefficients de similitude) et non taxinomiques (types fonctionnels, nombre d'espèces menacées ou prioritaires à la conservation). Les résultats attestent l'existence de trois groupements d'espèces différents dont l'analyse met en évidence des différences qui concernent les conditions environnementales et l'ampleur des perturbations. Les proportions d'espèces menacées ou prioritaires à la conservation sont élevées et observées au niveau des trois groupements identifiés. L'identification de ces milieux et des caractéristiques écologiques qui influencent leur composition et leur diversité est un élément important pour le choix des zones représentatives à mettre sous le statut de protection.

Avec une superficie de 27 834 km², le Burundi est un petit pays fait de collines et de vallées. Ce relief varié a permis des écosystèmes diversifiés comprenant des forêts ombrophiles de montagne, des galeries forestières, des forêts claires, des savanes et des pelouses (Habonimana *et al.*, 2011). La croissance démographique est parmi les plus élevées d'Afrique et la pression sur l'environnement constitue une vraie menace pour le milieu naturel et ses ressources. La prise de conscience de ces menaces et de l'opportunité qu'offraient ces milieux naturels pour le tourisme a conduit à la création des premiers parcs nationaux en 1980 par exclusion des populations locales (Rwanyiziri, 2009). Les aires protégées ainsi créées ne sont pourtant ni représentatives de la biodiversité ni dotées de système de gestion organisée (UICN/PACO, 2011) et continuent de subir des perturbations essentiellement d'origine anthropique.

Contrairement à cette pratique courante qui consistait à considérer la valeur économique pour le choix des aires à protéger (McNeill, 1994) et qui a guidé la création des aires protégées au Burundi, la protection de la biodiversité est devenue avec la convention sur la diversité biologique, un des objectifs de la conservation de même que la prise en compte des besoins de la population

(Mathévet & Poulin, 2006). La représentativité devient dès lors un critère plus objectif (Pressey *et al.*, 1993) pour choisir des espaces à protéger.

Le choix des espaces représentatifs est un schéma bien indiqué pour la conservation de la biodiversité mais il demande des connaissances sur les habitats, la diversité et l'abondance des espèces associées (McNeill, 1994).

Des études d'identification à l'est du Burundi (Nzigidahera, 2000 ; Nzigidahera *et al.*, 2008) ont montré qu'il existe un milieu naturel comprenant différents types de végétation et le Burundi a pris l'option de le protéger en créant une réserve naturelle protégée.

La région accueille beaucoup de migrants, les ressources du milieu naturel sont surexploitées et la terre est convoitée pour des activités agricoles. La conservation doit alors concerner seulement des zones jugées prioritaires. La présente étude sur le paysage naturel de la Malagarazi a pour but de déterminer les zones prioritaires, représentatives du paysage et de la biodiversité. Elle consiste à étudier les différents types de végétation du paysage et à établir les relations existant entre leurs caractéristiques et celles des habitats qui les portent. L'étude se fonde sur l'idée selon laquelle l'hétérogénéité spatiale et les perturbations sont des facteurs qui contrôlent la richesse spécifique des communautés végétales (Ricklefs & Schuller, 1993), sur diverses études qui suggèrent que l'hétérogénéité environnementale est positivement corrélée à la richesse et diversité spécifiques (Bennet *et al.*, 2006 ; Dufour *et al.*, 2006) et sur les études qui proposent que les facteurs environnementaux agissent comme des filtres qui font que les espèces, suivant leurs spécificités de réponse, persistent ou pas dans une communauté donnée (Keddy, 1992).

MATÉRIELS ET MÉTHODES

MILIEU DE L'ÉTUDE

Le site de notre travail se situe à l'est du Burundi (Fig.1) dans une zone de dépression, appelée le Kumoso, qui constitue une de ses cinq régions géo-climatiques (une zone de plaine à l'ouest, une zone des contreforts, une zone de chaîne de montagnes, une zone de plateaux centraux et une zone de dépression à l'est et au nord).

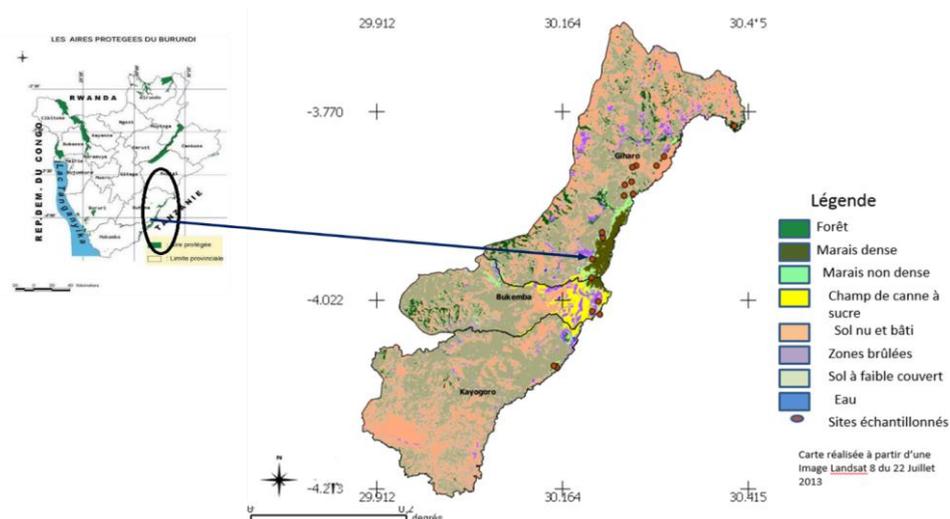


Figure 1.— Localisation à l'est du Burundi du paysage de la Malagarazi et des sites échantillonnés.

La zone est parmi les moins pluvieuses du Burundi avec une moyenne des précipitations annuelles inférieure à 1200 mm et une température moyenne annuelle supérieure à 20° C. Elle est par contre la plus ensoleillée du pays surtout pendant la saison sèche qui dure plus de 4 mois à partir de juin jusqu'en octobre (Cazenave-Piarot, 1979).

Le site de notre étude se situe sur trois communes (Bukemba, Kayogoro, Giharo) entre 3°42' et 4°10' de latitude Sud et entre 30°7' et 30°25' de longitude Est avec une orientation sud-nord-est. Le milieu naturel est estimé à 8000 ha (Nzigidahera, 2009), localisé à une altitude qui varie entre 1100 et 1400 m. Il comprend une zone de marais dont la limite altitudinale est aux environs de 1180 m et des collines qui peuvent atteindre 1400 m d'altitude. Dans certains endroits, les collines présentent des pentes douces prenant l'aspect de coteaux ondulés alors que les hautes collines sont en général à pentes raides. La nature du sol varie des collines vers les marais. Les collines ont un sol pauvre caillouteux ou graveleux, au niveau des pentes moins fortes se rencontrent des sols rouges ou jaunes et les marais ont des sols hydromorphes (Sindakira, 2007).

Le marais est alimenté par trois principaux cours d'eaux, les rivières Mutsindozi, Muyovozi et Malagarazi, les deux premières étant des affluents de cette troisième. La Malagarazi est en crue de janvier à avril et la décrue commence au mois de mai. Certaines zones de marais sont en permanence inondées tandis que d'autres ne le sont que périodiquement à l'occasion des crues qui peuvent atteindre 3 m de hauteur. Comme pour l'ensemble des marais recensés au Burundi (Bizuru, 2005), le critère hydrologique permet alors de distinguer au sein de la dépression du Kumosso, des marais à inondation permanente et des marais à inondation temporaire.

MÉTHODOLOGIE

L'étude a une valeur prédictive et procède par une approche indirecte : établir les groupements végétaux, les caractériser et, à la lumière des conditions du milieu observées au niveau des stations, analyser les facteurs qui influencent la présence ou l'absence des espèces.

L'étude utilise les données de présence-absence des espèces (pour la classification et l'ordination) et des données d'abondance relative pour la caractérisation des milieux (valeur indicatrice des espèces, indices de diversité, spectres pondérés des traits fonctionnels).

La collecte des données de la végétation a été faite à l'aide des relevés de terrain suivant la méthode phytosociologique de Braun-Blanquet (1932). Les sites échantillonnés (Fig. 1) ont été choisis de façon dirigée pour couvrir les différents milieux identifiés (Nzigidahera & Nindorera, 2009) comme disposant de végétation encore naturelle et ayant des différences visibles au niveau physiologique (formations herbeuses, formations forestières) et écologiques (marais à inondation permanente, marais à inondation périodique, base, flancs et sommets des collines). Les collectes de données ont été réalisées pendant la saison sèche (au cours du mois de septembre en 2012 et à la fin du mois de juin en 2013) parce que le marais est sous l'eau durant la saison des pluies (de novembre à mai).

Au niveau de chaque site, deux types d'informations ont été notées :

- Les observations grossières des conditions écologiques hiérarchisées suivant 4 niveaux pour l'altitude (altitude entre 1140 et 1190 m, entre 1190 et 1240 m, entre 1240 et 1300 m et altitude au-delà de 1300 m), 4 niveaux pour l'humidité du sol (stations à sol sec, à sol humide, à sol gorgé d'eau et stations où l'eau affleure à la surface), 3 niveaux pour la pente (terrain plan, faible pente, pente forte) et deux niveaux pour ce qui concerne l'impact des perturbations (signes visibles d'une perturbation anthropique récente, signes non visibles de perturbation).
- Celles concernant la végétation sur le recouvrement, la liste des espèces et les coefficients d'abondance-dominance suivant l'échelle de Braun-Blanquet (1932).

Le traitement des données a consisté en la transformation des coefficients d'abondance-dominance des espèces en une valeur semi-quantitative R_i de recouvrement (Gillet, 2000) qui exprime la dominance de chaque espèce dans son milieu.

$$R_i = \frac{\sum_{j=1}^n R_{mi}}{N}$$

Où : R_i = Valeur semi-quantitative de l'espèce i ; R_{mi} = « Recouvrement moyen » de l'espèce i dans un relevé (obtenu à partir de la conversion du code de Braun-Blanquet) ; n = nombre de relevés où l'espèce i est présente ; N = Nombre de tous les relevés.

Les méthodes multivariées (classification et ordination) ont été utilisées pour mettre en évidence les groupements et des méthodes univariées (calcul des indices) utilisées pour la caractérisation des groupements identifiés.

La classification ascendante hiérarchique (CAH) est faite suivant la méthode de Ward et l'ordination est réalisée par analyse factorielle des correspondances (AFC) sur les données de présence-absence d'un tableau de 49 relevés et 41 espèces. La méthode de Ward est jugée la plus puissante parmi les méthodes d'agrégation (Morey *et al.*, 1983) et la plus utilisée (Vachon *et al.*, 2005 ; Labatte, 2010). La raison principale du choix de l'AFC comme méthode d'ordination des relevés est qu'elle base la mesure de la ressemblance des relevés sur un indice asymétrique, qui ne tient pas compte des doubles absences (Dufrêne & Legendre, 1997 ; Legendre & Legendre, 1998) qui sont fréquentes dans les communautés biologiques et posent des problèmes de comparaison. Une autre raison est qu'elle est une méthode efficace pour la discrimination des groupements végétaux (Guinochet, 1973 ; Dufrêne, 1998, 2003 ; Chessel *et al.*, 2003 ; Senterre, 2005 ; Bouxin, 2008) et pour mettre en relief les gradients (Chessel *et al.*, 2004).

La confirmation du rôle des facteurs écologiques dans la répartition des espèces est réalisée par le test de permutation de l'analyse canonique des correspondances (ACC) réalisée avec les observations sur les caractéristiques écologiques faites sur les sites des relevés. La classification et l'ordination sont effectuées à l'aide du logiciel R, version 3.0.1, package ADE4. Le test de permutation de l'ACC a été réalisé avec le logiciel XLstat.

Pour mettre en relation les assemblages des espèces avec les conditions environnementales et les perturbations, l'analyse peut aussi bien concerner les descripteurs taxinomiques (indices) que non taxinomiques (traits biologiques, traits écologiques) (Archambault *et al.*, 2010).

Comme descripteurs taxinomiques, nous avons utilisé le nombre d'espèces présentes (S) dans chaque groupement, l'indice de Shannon (H'), l'indice de Simpson (D), l'indice de régularité de Pielou (E), la valeur indicatrice (INDVAL) des espèces (Dufréne & Legendre, 1997), l'indice de similarité de Sorensen (S₈) et l'établissement du nombre d'espèces menacées ou jugées prioritaires à la conservation sur la liste établie au niveau national (Habonimana *et al.*, 2004 ; Sibomana *et al.*, 2008).

$$H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i, \quad D = \sum_{i=1}^s (p_i)^2, \quad E = \frac{H'}{\log_2 s},$$

$$INDVAL_{ij} = A_{ij} * B_{ij} * 100 \quad \text{avec } p_i = R_i / \sum_i R_i$$

$$S_8 = \frac{2a}{2a + b + c}$$

R_i est la valeur semi-quantitative qui exprime la dominance de l'espèce « i » tandis que « s » est le total des espèces inventoriées ; a représente le nombre d'espèces présentes dans les deux groupements ; b et c représentent respectivement le nombre d'espèces présentes dans chacun des groupements comparés. A_{ij} mesure la spécificité d'une espèce i pour un groupe j et correspond à la moyenne des abondances des espèces i dans les sites du groupe j par rapport à l'abondance de l'espèce i dans tous les groupes de l'étude. B_{ij} mesure la fidélité de l'espèce i pour son groupe j et correspond au rapport du nombre de sites du groupe j où l'espèce est présente sur le nombre de sites du groupe j.

L'indice de Shannon est sensible aux variations d'importance des espèces rares (Peet, 1974), il est nul lorsqu'il y a une seule espèce et sa valeur maximale est égale à log₂ S lorsque toutes les espèces ont la même dominance (Dajoz, 2006 :197). L'indice de diversité de Simpson mesure la probabilité pour que deux individus tirés au hasard dans un peuplement donné soient de la même espèce (Dajoz, 2006 :197). Il s'agit d'un indice sensible aux variations d'importance des espèces plus abondantes (Peet, 1974) ; il atteint sa valeur maximale dans des peuplements monospécifiques et sa valeur minimale lorsque toutes les espèces ont la même dominance. L'indice d'équitabilité mesure le degré de diversité atteint par un peuplement par rapport à sa valeur maximale et permet de comparer deux groupements qui n'ont pas le même nombre d'espèces (Grall & Coïc, 2005). L'utilisation de ces trois indices de manière concomitante permet une étude plus complète des informations concernant la structure des communautés (Grall & Coïc, 2005).

Les descripteurs non taxinomiques, ou traits, correspondent à toute caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique mesurable à l'échelle de l'individu (Violle *et al.*, 2007). Les traits que nous avons retenus pour être utilisés sont les types biologiques, les types phytogéographiques et les types de diaspores :

1.-°pour les types biologiques liés au modèle phénologique de l'espèce rencontrée, nous avons utilisé le système de Raunkiaer (1934) modifié par Lebrun (1947) et tel qu'utilisé par Bizuru (2005), Bangirimana *et al.* (2009), Masharabu (2011) et Hakizimana (2012) : les phanérophytes, les chaméphytes, hémicryptophytes, thérophytes et géophytes ;

2.-°pour les types phytogéographiques, nous avons utilisé le système de Lebrun (1947) modifié (White, 1979, 1983) et utilisé dans les travaux réalisés au Burundi (Bizuru, 2005 ; Bangirimana, 2010 ; Masharabu, 2011 ; Hakizimana, 2012) qui reconnaît les espèces à large distribution sur le globe terrestre, les espèces à large distribution africaine, les espèces à distribution régionale et les espèces à distribution domaniale ;

3.-°pour les modes de dispersion et types de diaspores, nous avons utilisé le modèle défini par Dansereau & Lems (1957) : zoochores (desmochores et sarcochores), anémochores (sclérochores, ptérochores et pogonochores), autochores (barochores, ballochores) et hydrochores (pléochores).

L'usage des types fonctionnels traduit mieux les gradients environnementaux que la richesse spécifique car l'effet des compétitions des espèces est minimisé (Pausas & Austin, 2001).

Pour tenir compte du poids des espèces pour un caractère, la comparaison a été faite par l'analyse des spectres pondérés (SP) par la valeur semi-quantitative (Ri) de recouvrement pour chaque espèce.

$$SP = \frac{\sum_{i=1}^U Ri}{\sum_{i=1}^N Ri}$$

U : Nombre d'espèces présentant un même comportement pour un trait ; N : Nombre d'espèces pour lesquelles le trait a été analysé.

RÉSULTATS

MISE EN ÉVIDENCE ET DESCRIPTION DES GROUPEMENTS DE RELEVÉS

La classification hiérarchique ascendante (Fig. 2) permet d'identifier trois grands groupes de relevés que nous appelons groupement I, groupement II et groupement III et de reconnaître, au sein de chaque groupement, deux sous-groupements que nous appelons a et b.

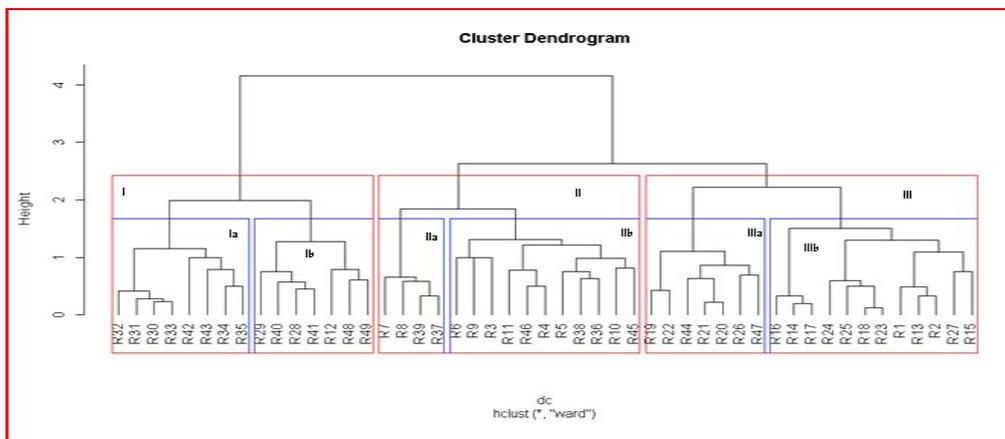


Figure 2.— Dendrogramme issu d'une classification hiérarchique ascendante(CAH) de 49 relevés (R1 à R49) à base d'un tableau de présences d'une liste de 41 espèces. Identification de trois groupements (I, II, III) et 6 sous- groupements (Ia, Ib, IIa, IIb, IIIa, IIIb)

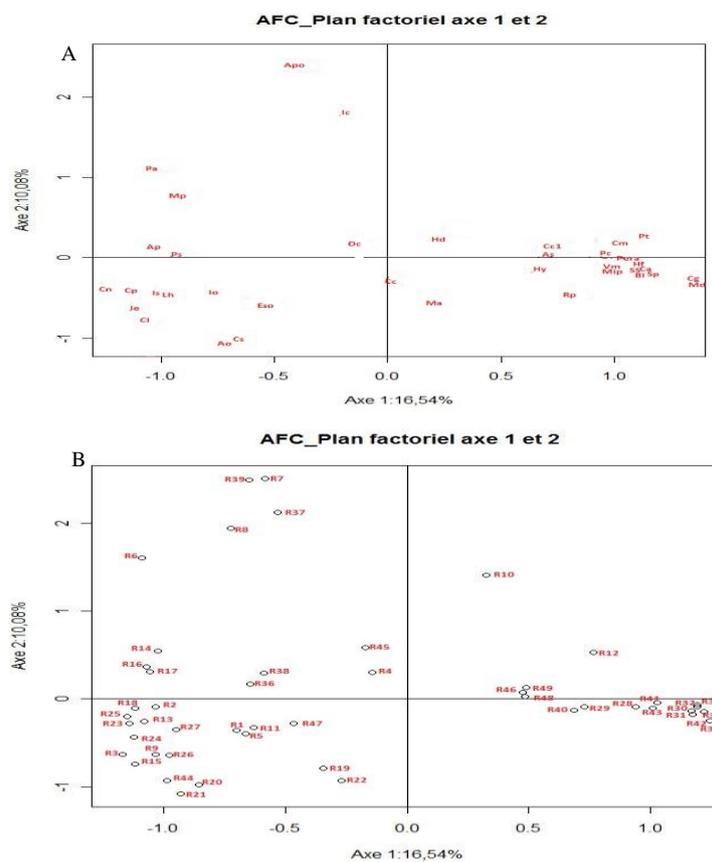


Figure 3.— Représentation séparée des espèces (a) et des relevés (b) sur les deux premiers axes de l'analyse factorielle des correspondances. Les espèces sont représentées par des symboles formés des premières lettres du nom scientifique, les relevés par la lettre R suivis du numéro d'ordre.

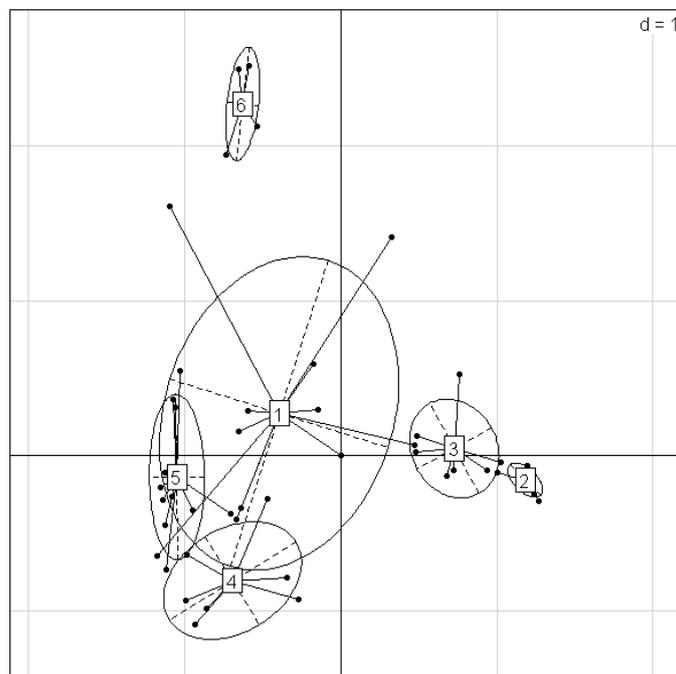


Figure 4.— Visualisation des 6 sous-groupements identifiés sur le dendrogramme : 2 et 3 forment le groupement I et correspondent respectivement aux sous-groupements Ia et Ib ; 4 et 5 forment le groupement III et correspondent respectivement aux sous-groupements III a et IIIb ; 1 et 6 forment le groupement II et correspondent respectivement aux sous-groupements IIb et IIa.

Le groupement I comprend 15 relevés (30,61 %) tous effectués au niveau des collines dans des forêts claires et savanes arborées.

Le groupement II comprend 15 relevés (30,61 %) effectués au niveau du marais dans des zones à inondation périodique. Ce groupe comprend des relevés effectués loin (mais de part et d'autre) de la zone traversée par les rivières Mutsindozi et Muyovozi, affluents à la rivière principale, la Malagarazi.

Le groupement III comprend 19 relevés (38,78 %) tous réalisés dans la zone traversée et inondée par les principales rivières du marais. Certaines stations ont de l'eau qui affleure à la surface, ce qui limite leur accès et l'ampleur des perturbations. D'autres stations sont proches des zones exploitées pour l'agriculture de saison sèche et montrent des signes d'impacts anthropiques.

TABLEAU I

Résultats de l'analyse canonique des correspondances: Valeurs d'inertie et résultats du test de permutation

Axes	Valeurs propres et pourcentages d'inertie			
	F1	F2	F3	F4
Valeur propre	0,78967169	0,35116559	0,12001868	0,10182488
Inertie contrainte (%)	57,9498638	25,7702009	8,80754112	7,4723942
% cumulé	57,9498638	83,7200647	92,5276058	100
Inertie totale	15,5743216	6,92587297	2,36707161	2,00824407
% cumulé (%)	15,5743216	22,5001945	24,8672661	26,8755102
	Inertie totale		Test de permutation	
	Valeur	%	Permutation	900
Inertie totale	5,070	100,000	Pseudo F	3,675
Contrainte	1,363	26,876	p-value	< 0,0001
Non-contrainte	3,708	73,124	alpha	0,050

Au sein du groupement I, le sous-groupement (Ia) comprend 8 relevés réalisés dans des sites situés au niveau des sommets et pentes abruptes des collines où le sol est érodé, caillouteux ou graveleux. L'autre sous-groupement (Ib) rassemble 7 relevés réalisés au bas des collines dans des zones à relief doux et au sol un peu plus profond.

Au sein du groupement II, un sous-groupement (IIa) de 4 relevés réalisés dans des sites ayant des signes de passage de feu s'individualise des autres relevés (IIb).

Au sein du groupement III, le sous-groupement (IIIa) regroupe des relevés effectués dans des zones où l'eau affleure à la surface même pendant la saison sèche. Le sous-groupement (IIIb) rassemble les relevés effectués dans des sites proches des zones mises sous cultures.

L'ordination des relevés par l'AFC (Figs. 3 & 4) confirme les groupes identifiés à l'aide du classement. L'inertie totale du nuage est égale à 5,07. Les inerties absorbées par les 5 premiers axes sont respectivement 0,85 ; 0,52 ; 0,43 ; 0,37 ; 0,32 ce qui correspond respectivement à des taux d'inertie de 16,54 ; 10,08 ; 8,44 ; 7,20 et 6,27 %.

Nous avons retenu le plan délimité par les deux premiers axes car il est facilement interprétable. La pertinence de ce choix est renforcée par les résultats de l'analyse canonique des correspondances (Tab. I) qui montrent que les deux premiers axes cumulent plus de 83 % d'inertie sous contrainte des facteurs du milieu.

L'axe 1 sépare d'un côté les relevés effectués au niveau des collines (pôle positif de l'axe) et de l'autre les relevés effectués dans la zone de marais (pôle négatif de l'axe). La topographie semble ici le facteur déterminant.

Sur l'axe 2, les relevés s'ordonnent à l'intérieur des deux groupes discriminés par l'axe 1. Cet axe sépare les relevés effectués au niveau du marais à inondation temporaire (partie positive de l'axe 2, côté gauche du plan factoriel) des relevés effectués au sein du marais à inondation permanente (partie négative de l'axe 2, côté gauche du plan factoriel). L'hydrologie semble être un facteur discriminant.

Pour la partie droite du plan factoriel, il s'observe un ordre graduel le long de l'axe 2, les relevés effectués dans des sites découverts (savanes arborées) sont situés vers le haut (partie positive) tandis que ceux réalisés dans des sites fermés (forêts) sont en bas et plus à droite. Les relevés sont rangés suivant le gradient de couverture.

Le même ordre graduel suivant la couverture s'observe pour la partie gauche comprenant des relevés effectués au niveau des marais bien qu'une grande partie de la végétation soit herbeuse et que la forêt humide soit de petite superficie. Les points représentant les relevés effectués dans le milieu à inondation périodique, bien que formant un même groupe, sont éloignés les uns des autres, ce qui témoigne d'une faible homogénéité au sein de ce groupe.

La perturbation de nature humaine semble être un facteur qui explique ce gradient, de même que l'hétérogénéité du marais à inondation périodique. Le test de permutation de l'analyse canonique des correspondances (Tab. I) confirme l'influence des facteurs du milieu considérés (altitude, humidité du sol, pente, impact) même si la nature grossière des observations et le caractère arbitraire du codage nous empêchent de considérer l'ordination par cette méthode comme optimale.

EXAMEN DES ESPÈCES

Les résultats de l'ordination sont conformes à ceux de l'analyse des espèces indicatrices des groupes établies par le calcul des valeurs indicatrices des espèces des groupements (Tab. II) et sous-groupements (Tab. III).

La consultation de la base des données des plantes d'Afrique (<http://www.ville-ge.ch/musinfo/bd/cjb/afrika/recherche.php?langue=fr>) permet d'avoir des informations sur l'écologie de certaines de ces espèces indicatrices et de comprendre les facteurs qui expliquent leur présence dans des milieux différents. Les espèces indicatrices du groupe I comme *Brachystegia*

longifolia Benth se développent sur des milieux bien drainés, les espèces indicatrices du groupe II comme *Leersia hexandra* Sw se développent dans des milieux inondés alors que l'espèce *Acacia polyacantha* ssp. *campylacantha* (Hocst. ex A.Rich.) indicatrice du groupe II se rencontre dans des savanes arborées en bordure des forêts galeries et souvent en bordure des forêts inondables ou dans les marais.

TABLEAU II

Valeurs indicatrices (> 25 %) des espèces. Les espèces indicatrices d'un groupement sont celles dont les valeurs sont élevées pour ce groupement (valeurs marquées *), les symboles qui précèdent le nom scientifique des espèces sont ceux utilisés pour les représenter dans l'analyse des correspondances

Groupements	Espèces caractéristiques	INDVAL
Groupement I	(Bl) <i>Brachystegia longifolia</i> Benth.	60*
	(Ab) <i>Anisophyllea boehmii</i> Engl.	53
	(Ss) <i>Strychnos spinosa</i> Lam	53*
	(Sp) <i>Strychnos potatorum</i> L.f.	47*
	(Vm) <i>Vitex madiensis</i> Oliv .	47*
	(As) <i>Anthocleista schweinfurthii</i> Gilg	41
	(Cg) <i>Chrysophyllum gorungosanum</i> Engl.	40
	(Ca) <i>Cussonia arborea</i> Hochst.ex A.Rich.	40*
	(Ls) <i>Loudetia simplex</i> (Nees) C.E.Hubb.	40
	(Pt) <i>Pavetta ternifolia</i> (Oliv.) Hiern	40
	(Hf) <i>Hyparrhenia filipendula</i> (Hochst.) Stapf	37
	(Ha) <i>Hymenocardia acida</i> Tul.	36
	(Cc) <i>Combretum collinum</i> Fresen	33
	(Md) <i>Margaritaria discoidea</i> var. <i>nitida</i> (Pax) Radcl-Sm.	33
	(Pc) <i>Parinari curatellifolia</i> Planch ex Benth.	33
	(Perica) <i>Pericopsis angolensis</i> (Baker) Meeuwen	33
	(Cm) <i>Combretum molle</i> R.Br. ex G.Don	31*
	(Av) <i>Albizia versicolor</i> Welw ex Oliv.	27
	(Cv) <i>Cornus volkensii</i> Harms	27
	(Hm) <i>Harungana madagascariensis</i> Lam.ex	27
(Ie) <i>Indigofera emarginella</i> Steud ex A.Rich.	27	
(Os) <i>Ochna schweinfurthiana</i> F. Hoffm.	27*	
(Rp) <i>Ruellia patula</i> Jacq.	27	
(Mp) <i>Mimosa pudica</i> L.	26*	
Groupement II	(Ap) <i>Acacia polyacantha</i> ssp. <i>campylacantha</i> (Hocst.ex A.Rich.) Brenan	33*
	(Ul) <i>Urena lobata</i> L.	33
	(Ka) <i>Kotschya africana</i> Endl. var. <i>africana</i>	26
	(Ic) <i>Imperata cylindrica</i> (L.) Raeusch	25
Groupement III	(Lh) <i>Leersia hexandra</i> Sw.	85*
	(Cl) <i>Cyperus latifolius</i> Poir	84*
	(Ie) <i>Ipomoea eriocarpa</i> R. Br.	52
	(Ps) <i>Panicum senegalense</i> (Meisn.) Soják	48
	(Cp) <i>Cyperus papyrus</i> L. subsp. <i>papyrus</i>	40*
	(Ao) <i>Arthropteris orientalis</i> (J.F.Gmel.) Posth. var. <i>orientalis</i>	32
	(Mp) <i>Mimosa pigra</i> L.	27
(Cn) <i>Commelina nigriflora</i> Benth	26	

On peut faire la même analyse avec les espèces indicatrices des sous-groupes.

Parmi les espèces indicatrices du sous-groupe Ia, *Chrysophyllum gorungosanum* Engl affiche une grande valeur alors qu'elle est une espèce afro-montagnarde.

Parmi les espèces indicatrices du sous-groupe Ib par contre, on a *Bridelia brideliifolia* (Pax) Fedde, *Alchornea cordifolia* (Schumach. & Thonn.) Mull. Arg., *Ficus vallis-choudae* Delile, des espèces qu'on rencontre au niveau des forêts-galeries. On voit que l'altitude est un facteur qui contribue à l'explication de la répartition des espèces du milieu bien drainé. Des différences s'observent également pour ce qui concerne l'écologie des espèces de graminées. Les espèces *Loudetia simplex* (Nees) C.E. Hubb. et *Hyparrhenia filipendula* (Hochst.) Stapf, espèces graminéennes observées sur des sols secs et pauvres (Yoka *et al.*, 2010) se rencontrent parmi les indicatrices du sous-groupe Ia alors que l'espèce *Hyparrhenia diplandra* (Hack.) Stapf., qui

s'observe au niveau des sols argileux (Yoka et al., 2010) est indicatrice du sous-groupe Ib. C'est le facteur nature des sols qui semble être explicatif.

TABLEAU III

Valeurs indicatrices (>25%) des sous-groupements et espèces indicatrices (*)

Espèces caractéristiques	V.I.	Espèces caractéristiques	V.I.
Sous-groupe Ia		Sous-groupe Ib	
(Cg) <i>Chrysophyllum goringosanum</i> Engl.	75*	(Hd) <i>Hyparrhenia diplandra</i> (Hack.) Stapf	80*
(Ls) <i>Loudetia simplex</i> (Nees) C.E.Hubb.	75*	(Cc) <i>Combretum collinum</i> Fresen	71*
(Hf) <i>Hyparrhenia filipendula</i> (Hochst.) Stapf	70*	(Cv) <i>Cornus volkensii</i> Harms	57*
(Ab) <i>Anisophyllea boehmii</i> Engl.	69*	(Hm) <i>Harungana madagascariensis</i> Lam.ex	57*
(Md) <i>Margaritaria discoidea</i> var. <i>nitida</i> (Pax) Radcl-Sm.	63*	(Ha) <i>Hymenocardia acida</i> Tul.	55*
(Pt) <i>Pavetta ternifolia</i> (Oliv.) Hiern	53*	(Perca) <i>Pericopsis angolensis</i> (Baker) Meeuwen	55*
(Av) <i>Albizia versicolor</i> Welw ex Oliv.	50*	(Ma) <i>Mussaenda arcuata</i> Lam. ex Poir.	43*
(Rp) <i>Ruellia patula</i> Jacq.	50*	(Sa) <i>Steganotaenia araliacea</i>	43*
(As) <i>Anthocleista schweinfurthii</i> Gilg	48*	(Bb) <i>Bridelia brideliifolia</i> (Pax) Fedde	42*
(Ss) <i>Strychnos spinosa</i> Lam	43	(Pc) <i>Parinari curatellifolia</i> Planch ex Benth.	39*
(Bu) <i>Brachystegia utilis</i> Hutch & Burtt Davy	38*	(Sp) <i>Strychnos potatorum</i> L.f.	38
(Pe) <i>Parinari excelsa</i> Sabine	38*	(Ac) <i>Alchornea cordifolia</i> (Schumach. & Thonn.) Mull.Arg.	29*
(Ie) <i>Indigofera emarginella</i> Steud ex A.Rich.	33*	(Bl) <i>Brachystegia longifolia</i> Benth.	29
(Bl) <i>Brachystegia longifolia</i> Benth.	31	<i>Caesalpinia decapetala</i> (Roth) Aiston	29*
(Ca) <i>Cussonia arborea</i> Hochst.ex A.Rich.	27	(Fv) <i>Ficus vallis-choudae</i> Delile	29*
(Nc) <i>Nuxia congesta</i> R.Br.ex Fresen	25*	(Pa) <i>Pteridium aquilinum</i>	29*
(Pm) <i>Protea madiensis</i> Oliv.	25*	(Vm) <i>Vitex madiensis</i> Oliv.	29
		(Mp) <i>Mimosa pudica</i> L.	25
Sous-groupe IIa		Sous-groupe IIb	
(Ul) <i>Urena lobata</i> L.	97*	(Dc) <i>Dissotis caloneura</i> Engl.	50*
(Ps) <i>Paspalum scrobiculatum</i> var. <i>lanceolatum</i>	50*	(Ka) <i>Kotschyia africana</i> Endl. var. <i>africana</i>	36*
(Ic) <i>Imperata cylindrica</i> (L.) Rausch	26*		
(Pa) <i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.ex Steud	26*		
<i>Saccharum officinarum</i>	25*		
Sous-groupe IIIa		Sous-groupe IIIb	
(Ao) <i>Arthropteris orientalis</i> (J.F.Gmel.) Posth.	86*	(Ps) <i>Persicaria senegalensis</i> (Meisn.) Soják	69*
(Cn) <i>Commelina nigritana</i> Benth	71*	(Ie) <i>Ipomoea eriocarpa</i> R. Br.	58*
(Cs) <i>Costus spectabilis</i> (Fenzl) K.Schum.	57*	(Ls) <i>Leersia hexandra</i> Sw.	53
(Td) <i>Typha domingensis</i> Pers.	57*	(Cl) <i>Cyperus latifolius</i> Poir	51
(Dp) <i>Digitaria pearsonii</i> Stapf	43*	(Cn) <i>Commelina nigritana</i> Benth	42
(Lh) <i>Leersia hexandra</i> Sw.	33	(Cp) <i>Cyperus papyrus</i> L. subsp. <i>papyrus</i>	38
(Gp) <i>Gomphocarpus physocarpus</i> E.Mey.	29*	(Ap) <i>Aspilia pluriseta</i> Schweinf.	28*
(Cl) <i>Cyperus latifolius</i> Poir	27	(Mp) <i>Mimosa pigra</i> L.	28
(Aa) <i>Aframomum angustifolium</i> (Sonn.) K.Schum.	25*	(Is) <i>Indigofera simplicifolia</i> Lam.	27*

Pour le marais à inondation temporaire, les espèces indicatrices du sous-groupe IIa sont : *Imperata cylindrica* (L.) Rausch et *Paspalum scrobiculatum* var. *lanceolatum*, des graminées invasives et caractéristiques des milieux perturbés (Kitayana & Mueller-Dombois, 1995 ; Holzmueller *et al.*, 2012), l'espèce *Saccharum officinarum* qui est introduite par l'homme et *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud, une espèce qui prolifère sous forme de colonies à l'occasion de l'atterrissement des mares. Les espèces caractéristiques du sous-groupe IIb sont *Dissotis caloneura* Engl. et *Kotschyia africana* Endl. var. *africana* qu'on rencontre dans des terrains hygrophiles en friches ou en jachères. L'impact des perturbations et le degré d'humidité semblent être les facteurs qui différencient ces deux milieux. Trois espèces indicatrices du groupe IIa sont des graminées et forment une savane herbeuse alors que les espèces indicatrices du groupe IIb sont plutôt des arbustes.

Les espèces indicatrices du sous-groupe IIIa correspondent aux habitats fermés ou moins perturbés : on a des espèces de sous-bois (*Arthropteris orientalis* (J.F. Gmel.) Posth., *Costus spectabilis* (Fenzl) K. Schum.), une espèce qui a un comportement épiphytique (*Commelina nigritana* Benth), une espèce forestière (*Aframomum angustifolium* (Sonn.) K. Schum.) et une espèce de marais dont les individus forment une communauté presque monospécifique (*Typha domingensis* Pers.).

Les espèces indicatrices du sous-groupe IIIb sont des espèces qui prolifèrent lorsqu'il y a ouverture dans un milieu naturel. Les espèces *Aspilia pluriseta* Schweinf. et *Indigofera simplicifolia* Lam. sont des espèces rudérales et pionnières qui s'installent sur des sols pauvres ou après exploitation agricole. Les deux sous-groupes de relevés effectués au niveau du marais à inondation permanente se distinguent donc par l'ampleur des perturbations.

DIVERSITÉ AU SEIN ET ENTRE LES GROUPEMENTS IDENTIFIÉS AU SEIN DE LA VÉGÉTATION DU PAYSAGE DE LA MALAGARAZI.

La comparaison du nombre d'espèces, des indices de diversité et de régularité (Tab. IV) entre les trois groupements correspondants à trois milieux (milieu « collines », milieu « marais à inondation périodique » et milieu « marais à inondation permanente ») montre des différences suivant un gradient collines-marais à inondation périodique-marais à inondation permanente.

TABLEAU IV

Richesse spécifique (S), indices de diversité de Shannon (H), de Simpson (D) et indices de régularité de Piélou (E) par type de structure identifiée (végétation de colline, végétation de marais à inondation périodique et végétation de marais à inondation permanente)

Groupements identifiés (Ecosystèmes)	Types de végétation	H	D	E	S
Groupement I (Collines)	Forêt claire et savane arborée	5,11	0,04	0,79	89
Groupement II (Marais à inondation périodique)	Savanes herbeuse, savane à <i>Acacia polyacantha</i>	4,46	0,06	0,72	75
Groupement III (marais à inondation permanente)	Savane herbeuse, reliques de forêt à <i>Syzgium guineense</i>	3,87	0,11	0,65	63

On remarque que les indices de diversité sont en général élevés (plus élevés pour les formations de collines que pour les formations de marais) alors que l'indice d'équitabilité est relativement faible (plus faible pour les formations de marais que pour les formations des collines)

SIMILITUDE ENTRE LES GROUPEMENTS IDENTIFIÉS

Les coefficients de similitude (Tab. V) entre les milieux identifiés sont faibles, plus faibles entre les formations de collines et les formations de marais qu'entre les formations de marais comparées entre elles. Ces coefficients ne traduisent pas le gradient mis en évidence par les indices de diversité car on remarque que les formations de collines se rapprochent plus des formations de marais à inondation permanente qu'elles ne se rapprochent des formations des marais à inondation périodique.

TABLEAU V

Coefficients de similitude de Sorensen entre les groupements (GI= Groupement de colline, GII= Groupement de marais à inondation périodique, GIII : Groupement de marais à inondation permanente) identifiés dans le paysage naturel de la Malagarazi, comparés deux à deux

Groupement	G I	G II	G III
G I	1		
G II	0,17	1	
G III	0,22	0,36	1

RELATIONS TRAITES FONCTIONNELS ET GROUPEMENTS IDENTIFIÉS

La figure 5a des spectres pondérés des formes biologiques montre que les phanérophytes dominent au niveau des formations de collines, les proportions diminuent pour le marais à inondation périodique et sont faibles pour le marais à inondation permanente.

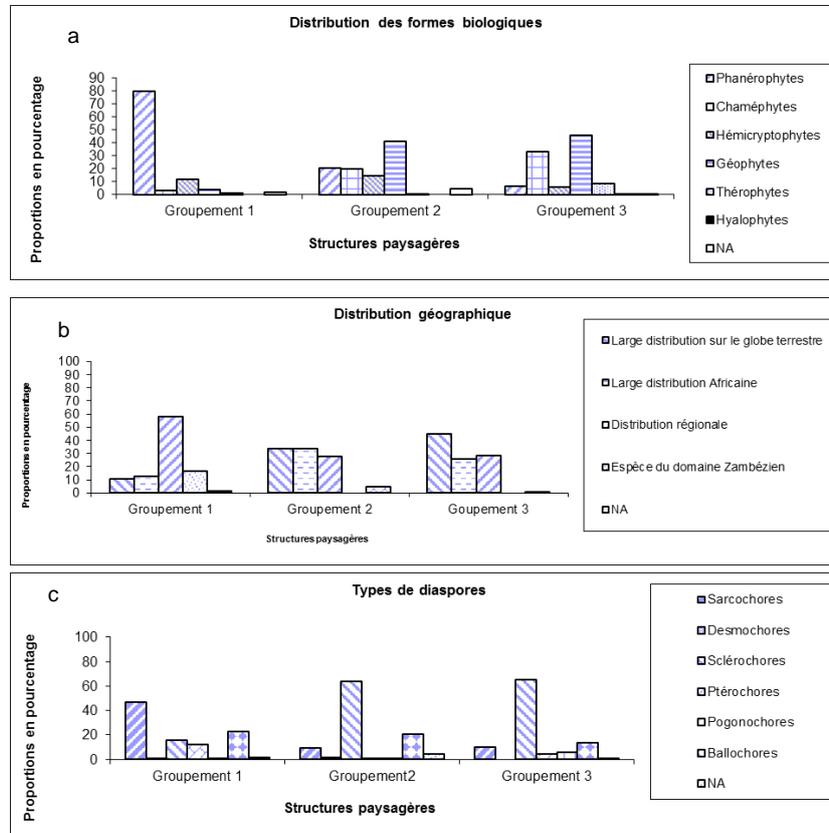


Figure 5.— Spectres pondérés des types fonctionnels : formes biologiques (a), distribution phytogéographique (b), types de diaspores (c), NA : type non attribué.

Par contre, les proportions des géophytes sont plus élevées au niveau du marais à inondation permanente et très faibles pour les formations de colline. C'est au niveau des formations de marais à inondation périodique que les hémicryptophytes affichent des proportions élevées. On remarque un gradient des proportions des types de formes biologiques. Les phanérophytes diminuent du milieu « collines » vers le marais à inondation permanente, les proportions des géophytes varient dans le sens inverse.

La figure 5b des spectres pondérés des types de distribution phytogéographique montre que les espèces à distribution régionale sont prépondérantes au niveau des collines et que les espèces domaniales y atteignent de grandes proportions contrairement aux espèces de marais. Les espèces à large distribution sur le globe terrestre sont prépondérantes au niveau du marais à inondation permanente et leurs proportions deviennent très faibles au niveau des collines.

La figure 5c des spectres pondérés des types de diaspores montre que les sarcochores dominent les formations de collines alors que les sclérochores dominent au niveau des marais. Les espèces barochores et hydrochores sont faiblement représentées.

IMPORTANCE DES ESPÈCES POUR LA CONSERVATION.

Le tableau VI donne le nombre d'espèces qui figurent sur une liste de 44 espèces reconnues menacées au niveau national.

TABLEAU VI

Espèces végétales du paysage naturel de la Malagarazi figurant sur les listes des espèces identifiées comme menacées et /ou prioritaires à la conservation au niveau national

Groupement	Nom de l'espèce	Prioritaire conservation au niveau national	Menacée au niveau national
Végétation de colline	<i>Brachystegia microphylla</i>	x	x
	<i>Combretum molle</i>	x	x
	<i>Pterocarpus tinctorius</i>	x	x
	<i>Bridelia brideliifolia</i>	x	x
	<i>Strychnos spinosa</i>	x	x
	<i>Albizia gummifera</i>	x	x
	<i>Parinari curatellifolia</i>	x	x
	<i>Harungana madagascariensis</i>	x	x
	<i>Pericopsis angolensis</i>	x	x
	<i>Anthocleista schweinfurthii</i>	x	x
	<i>Brachystegia longifolia</i>	x	x
<i>Chrysophyllum gorungosanum</i>	x	x	
Végétation de marais à inondation périodique	<i>Phoenix reclinata</i>	x	x
	<i>Acacia polyacantha</i>	x	x
	<i>Phragmites australis</i>	x	
Végétation de marais à inondation permanente	<i>Syzygium guineense</i>	x	
	<i>Raphia farinifera</i>	x	
	<i>Cyperus papyrus</i>	x	
	<i>Cyperus latifolius</i>	x	
	<i>Typha domingensis</i>	x	
	<i>Urtica massaica</i>	x	

Douze espèces se retrouvent au niveau de la végétation des collines et 2 au niveau du marais à inondation périodique, soit 32 % des espèces reconnues menacées ; 21 espèces sont recensées sur une liste de 67 espèces jugées prioritaires pour les programmes de conservation au niveau national : 12 au niveau des collines, 4 au niveau des marais à inondation périodique, 5 au niveau des marais à inondation permanente, soit 31% des espèces prioritaires à la conservation.

DISCUSSION

GROUPEMENTS VÉGÉTAUX ET DIVERSITÉ FLORISTIQUE.

Les méthodes de classement et d'ordination suivant le critère de présence-absence des espèces ont regroupé les relevés en trois groupes qui correspondent à trois types de milieu du paysage naturel de la Malagarazi : les collines, le marais à inondation périodique et le marais à inondation permanente. Par la même technique, Bizuru (2005) reconnaît la même organisation en marais continuellement inondés et marais périodiquement inondés dans son étude portant sur la flore et la végétation des marais du Burundi. Masharabu (2011) différencie une végétation de colline et une végétation de marais au sein du parc naturel de la Ruvubu. Il reconnaît également une zone de galerie forestière autour de la zone de marais. Ce type de végétation doit avoir existé également au niveau du paysage de la Malagarazi, en témoignent des sites où on remarque une présence marquée d'individus d'*Alchornea cordifolia* et de *Syzygium guineense*, espèces caractéristiques de la galerie forestière (Bizuru, 2005 ; Masharabu, 2011).

Les indices de diversité (Tab. IV) mettent en évidence un gradient de valeurs croissantes allant du milieu « marais à inondation permanente » à la végétation de colline. Le milieu «

collines » est plus diversifié que le milieu « marais à inondation périodique » plus diversifié que le milieu « marais à inondation permanente ».

On peut tenter d'expliquer cette différence de la diversité par une différence du nombre d'espèces et une variabilité floristique due à une hétérogénéité de l'habitat. En effet, les variations altitudinales sont plus fortes au niveau de la colline qu'au niveau du marais à inondation temporaire, plus fortes encore qu'au niveau du marais à inondation permanente. Des études réalisées dans des milieux différents ont montré qu'à une échelle locale l'hétérogénéité spatiale est généralement positivement corrélée à la richesse spécifique (Burnett *et al.*, 1998 ; Pollock *et al.*, 1998 ; Dufour *et al.*, 2006).

La différence de richesse floristique et diversité entre les milieux « collines » et « marais » peut s'expliquer par les différences des types de végétation qu'on rencontre dans ces milieux. La végétation des collines est faite de formations forestières alors que le marais porte une végétation herbacée. Masharabu (2011) trouve que la richesse floristique et la diversité de la végétation du parc national de la Ruvubu varient localement, les formations de marais étant moins diversifiées que les formations de collines. Nos résultats corroborent également les résultats obtenus dans d'autres milieux similaires où on remarque que la formation forestière est plus diversifiée que la formation de savane et herbacée (Diego *et al.*, 2012).

Au niveau du marais à inondation permanente, l'indice de régularité de Piélu est faible de même que l'indice de diversité de Shannon. Cela indique qu'il y a des espèces qui dominent le groupement. Ce milieu est en effet occupé par *Cyperus papyrus* et *Typha domingensis*, espèces qui forment des colonies denses presque monospécifiques dans des sites non perturbés.

Au niveau du milieu forêt claire et savanes arborées, l'indice de régularité de Piélu est élevé de même que l'indice de diversité de Shannon. Cela montre que l'abondance est régulièrement distribuée entre beaucoup d'espèces végétales dans ce milieu.

Le milieu « marais à inondation périodique » présente un indice de diversité de Shannon relativement élevé. La grande différence de diversité de ce milieu avec le milieu à inondation permanente serait due à l'importance des perturbations. L'analyse des caractéristiques des espèces a montré que parmi les espèces indicatrices de ce milieu se trouvent des espèces rudérales qui s'installent à l'occasion des perturbations.

La différence de composition floristique entre les trois milieux identifiés est mise en évidence par des coefficients de similitude de Sorensen très bas (Tab. V). Le nombre d'espèces partagées entre les trois milieux est très bas comparé aux espèces propres à chaque groupement.

ASPECTS FONCTIONNELS DE LA VÉGÉTATION DU PAYSAGE DE LA MALAGARAZI

Les espèces appartenant aux trois groupements diffèrent par leurs caractéristiques fonctionnelles.

Pour les formes biologiques, le milieu « forêts claires et savanes arborées » est caractérisé par une prédominance des phanérophyles, une faiblesse des proportions de chaméphytes et la quasi-absence de géophytes. Cela est dû au fait que les forêts claires et savanes arborées sont établies sur la colline, un milieu bien drainé et dominé par des espèces arborescentes (essentiellement de la famille des *Fabaceae*, sous-famille des *Caesalpinioideae*).

Les géophytes et chaméphytes dominent au niveau de la végétation de marais. C'est que ce milieu est gorgé d'eau et est donc peuplé des familles adaptées à ce genre de milieu comme les *Melastomataceae*, *Cyperaceae* et *Typhaceae* dont les espèces tolèrent une forte humidité.

La végétation de colline se différencie également de celle du marais par le type de diaspores. Les proportions d'espèces sarcochores sont élevées pour la végétation de colline alors que ce sont les espèces sclérochores qui dominent le marais. Bien que les *Fabaceae* barochores soient très bien représentées au niveau des forêts claires et savanes arborées, on y rencontre aussi pas mal d'espèces d'arbres fruitiers comme des *Loganiaceae*, *Anisophylleaceae* et *Phyllanthaceae* dont la

dispersion étaient probablement assurée par les singes et les gros oiseaux qui ont été obligés de se retrancher au niveau du marais suite à la pression humaine et à la fragmentation du milieu forestier.

Par le type phytogéographique, la végétation de colline où domine l'élément soudano-zambézien se différencie de la végétation de marais dominée quant à elle par des espèces à large distribution.

Ces résultats corroborent les résultats des études menées dans des milieux semblables au Burundi. Masharubu (2011) et Hakizimana (2012) trouvent le même comportement (proportions élevées des phanérophytes, des sarcochores et d'espèces domaniales) pour les formations forestières étudiées respectivement au parc national de la Ruvubu et dans les réserves forestières de Rumonge.

Bizuru (2005) fait le même constat pour les marais de basse et moyenne altitude (prédominance des géophytes et chaméphytes, des sclérochores et des espèces à large distribution) et trouve par contre qu'au niveau des marais de haute altitude, c'est l'élément montagnard (distribution domaniale) qui s'impose.

FACTEURS ÉCOLOGIQUES QUI EXPLIQUENT LA VARIATION SPATIALE DE LA VÉGÉTATION DU PAYSAGE DE LA MALAGARAZI.

Le type de forêts claires rencontrées dans le paysage naturel de la Malagarazi, dominées par les espèces des genres *Brachystegia* et *Julbernardia* s'observe pour les parties Est et Sud de l'Afrique dans les mêmes conditions de déficit hydrique et de variabilité saisonnière d'humidité (Reekmans, 1981 ; Murphy & Lugo, 1986 ; Frost, 1996 ; Malaisse, 1997 ; Nzigidaheha, 2000 ; Sankaran *et al.*, 2008). Il constitue la forêt claire du type miombo considérée comme une des plus grandes aires continues du même type de forêt dans le monde (Griffith, 1961) et dont la superficie est estimée pour l'Afrique tropicale à 486 millions d'ha contre 216 millions d'ha pour la forêt dense (Mwara & Kamau, 1991).

Le marais inondé en permanence par les eaux des rivières est dominé par les espèces de *Cyperaceae* (*Cyperus papyrus*, *Cyperus latifolius*) et *Typhaceae* (*Typha domingensis*) en peuplements denses. Dans les zones perturbées, on a des espèces hygrophiles comme *Persicaria senegalensis* et *Ipomoea eriocarpa* qui se développent sur les marges des milieux aquatiques. L'hydrologie est le facteur important qui explique la présence de ces espèces dans ces milieux.

Le même type de marais inondés avec de hautes herbes rencontré au niveau du paysage de la Malagarazi se rencontre également en Zambie et au Zimbabwe où il se nomme dambo (Whitlow, 1989).

Avant la définition des centres d'endémisme par White (1983), le district du Mosso-Malagarazi auquel appartient le paysage de la Malagazi était rattaché au domaine Zambézien (Lebrun, 1956), la végétation du paysage naturel de la Malagarazi répond donc aux conditions climatiques régionales qui sont à la base du miombo et du dambo de la partie Sud-Est de l'Afrique. La végétation des collines diffère suivant la pente. La forêt claire est localisée au niveau des flancs et sommets des collines à sols pauvres, les savanes arborées au niveau de la base à pente insensible et dans des zones où le sol est profond. Ce constat corrobore l'idée admise que l'hétérogénéité du milieu crée des conditions variables, favorables aux différentes espèces (Chesson & Warner, 1981 ; Austin, 1985). Ces sommets et flancs abrupts sont occupés par des arbres des espèces adaptées à des conditions de carence d'humidité du sol comme celles du genre *Brachystegia*, espèces ectomychorhiziques. On n'y rencontre pratiquement pas de graminées.

La savane arborée à la base des collines contient des graminées des genres *Hyparrhenia* et *Imperata* avec des pieds d'espèces d'arbres qui résistent au feu comme *Anthocleista schweinfurthii*, *Uapaca sensibilis*, *Parinari curatellifolia*, *Hymenocardia acida*, *Bridelia bridelifolia* et *Harungana madagascariensis*.

Ces différences sont également signalées au niveau de l'Afrique de l'Est et du Sud et sont d'abord dues à la juxtaposition de zones à sol sec et pauvre et de zones à sol humide et riche sous l'influence de l'érosion et de l'hydrologie (Whitlow, 1990 ; Frost, 1996), puis au feu dont la caractéristique est la savanisation des zones forestières (Campbell *et al.*, 1996).

Le milieu « marais à inondation périodique » s'individualise comme une formation à composition très différente par rapport à la végétation de colline et à celle du marais à inondation permanente alors que la végétation devrait traduire une sorte de transition. Cela met en évidence les perturbations d'origine humaine qui caractérisent ce milieu et qui sont à l'origine des espèces rudérales ou hémicryptophytes qui y sont rencontrées. Cela est également mis en évidence par les coefficients de similitude où la composition floristique du milieu « collines » affiche plus de similarité avec celle du milieu « marais à inondation permanente » qu'avec celle du milieu « marais à inondation périodique ».

Les perturbations d'origine humaine les plus importantes sont le feu d'un côté, les défrichements et drainages pour les activités agricoles de l'autre.

IMPORTANCE POUR LA CONSERVATION DE LA BIODIVERSITÉ

Le paysage de la Malagarazi renferme des proportions élevées (plus de 30 %) d'espèces qui ont le statut d'espèces menacées ou prioritaires à la conservation au niveau national. Bien que ce soit le milieu « forêts claires et savanes arborées » qui en recense un grand nombre, le milieu « marais à inondation périodique » possède des espèces très menacées, à savoir *Acacia polyacantha* par les feux et *Phoenix reclinata* par le drainage.

Au niveau des marais à inondation permanente, ce sont les espèces de *Cyperaceae* qui sont menacées par les drainages pour extension des champs agricoles. Les trois milieux sont donc tous importants pour la conservation de la biodiversité.

CONCLUSION

L'établissement des groupements végétaux et leur comparaison a permis de mettre en évidence les différences et de comprendre les processus à la base de la répartition spatiale des formations végétales au sein du paysage naturel de la Malagarazi.

Les conditions climatiques et la topographie expliquent la présence de deux types de formations végétales : les forêts claires à *Brachystegia* et les marais inondés dominés par les *cyperaceae* qu'on rencontre en Afrique de l'Est et du Sud.

La topographie et les perturbations de nature humaine sont responsables des variations locales. La conséquence de ces perturbations est la formation d'écosystèmes totalement différents du paysage d'origine. Des espèces comme *Imperata cylindrica* et *Kotschyia africana* se développent au niveau du marais à inondation périodique aux dépens de la savane à *Acacia polyacantha*. L'installation des graminées, favorisée par le feu allumé au cours de chaque saison sèche, est à la base des proportions élevées d'hémicryptophytes et de la diversité spécifique élevée pour ce groupement de marais.

Pour protéger les espèces menacées et conserver la diversité du paysage, il faut maintenir des zones représentatives des trois milieux. Le milieu « colline » présente une forte variabilité spatiale et beaucoup d'espèces indicatrices qui sont menacées. Tout le milieu naturel de collines devrait être préservé. Au niveau du marais à inondation permanente, les espèces prioritaires à la conservation sont les espèces indicatrices du milieu moins perturbé. La végétation encore intacte de *Cyperaceae* et *Typhaceae* devrait être prioritaire à la conservation. Pour le marais à inondation périodique, la priorité est à accorder à la protection des savanes arborées à *Acacia polyacantha*, qui semblent être la végétation originelle qui est menacée.

L'arrêt des défrichements incontrôlés pourrait permettre le maintien et la reconstitution des forêts claires sur les collines, la gestion des feux favoriserait d'une part le maintien des savanes graminéennes et d'autre part la reconstitution des savanes arborées. L'aménagement des barrages de rétention de l'eau en aval des zones drainées pourra aider à assurer le maintien des formations de marais à inondation permanente.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le Laboratoire d'Ecologie Générale de Brunoy/MNHN-CNRS pour l'appui logistique octroyé à Nduwimana André pour la réalisation de ses travaux de terrain à Malagarazi (Burundi) et les relecteurs anonymes pour leurs commentaires constructifs.

RÉFÉRENCES

- ARCHAIMBAULT, V., ROSEBERY, J. & MORIN, S. (2010).— Traits biologiques et écologiques, intérêts pour la bio-indication des pollutions toxiques. *Sciences, Eaux et Territoires*, n°1: 46-51.
- AUSTIN, M.P. (1985).— Continuum concept, ordination methods, and niche theory. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 16: 39-61.
- BANGIRINAMA, F. (2010).— *Processus de la restauration écosystémique au cours de la dynamique post-culturelle du Burundi : mécanismes, caractérisation et séries écologiques*. Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles.
- BANGIRINAMA, F., MASHARABU, T., BIGENDAKO, M.J., LEJOLY, J., DE CANNIÈRE, C. & BOGAERT, J. (2009).— Évolution des paramètres floristiques au cours de la dynamique post-culturelle dans les jachères du site Bibara dans le Parc National de la Ruvubu (Burundi). *Bulletin Scientifique de l'INECN*, n°7: 3-13.
- BENNETT, A.F., RADFORD, J.Q. & HASLEM, A. (2006).— Properties of land mosaics: implications for nature conservation in agricultural environments. *Biol. Conserv.*, 133: 250-264
- BIZURU, E. (2005).— *Étude de la flore et de la végétation des marais du Burundi*. Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles.
- BOUXIN, G. (2008).— *Analyse statistique des données de végétation*. En ligne: <http://users.skynet.be/Bouxin.Guy/ASDV/ASDV.htm>.
- BRAUN-BLANQUET, J. (1932).— *Plant sociology: The study of plant communities*. (Translated by G.D. Fuller and H.S. Conard.) McGraw-Hill, New York and London.
- BURNETT, M.R., AUGUST, P.V., BROWN, J.H. & KILLINGBECK, K.T. (1998).— The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity. I. a patch-scale perspective. *Conserv. Biol.*, 12: 363-370.
- CAMPBELL, B., FROST, P. & BYRON, N. (1996).— Miombo woodlands and their use: Overview and key issues. Pp 1-10 In: B. Campbell (ed.), *The miombo in transition: Woodlands and welfare in Africa*. CIFOR.
- CAZENAVE-PIARROT, A. (1979).— Pluies et températures. Pl. 6 In: *Atlas du Burundi*. Association pour l'Atlas du Burundi, Gradignan.
- CHESSER, D., DUFOUR, A.B. & THIOULOUSE, J. (2003).— *Analyse des correspondances simples*. Fiche de Biostatistique-Stage 4. En ligne : [Http://pbil.univlyon1.fr/R/stage/stage4.pdf](http://pbil.univlyon1.fr/R/stage/stage4.pdf)
- CHESSER, D., DUFOUR, A.B. & THIOULOUSE, J. (2004).— *Introduction à la classification hiérarchique*. Fiche de Biostatistique-Stage 7. En ligne : <http://pbil.univlyon1.fr/R/stage/stage7.pdf>
- CHESSON, P.L. & WARNER, R.R. (1981).— Environmental variability promotes coexistence in lottery competitive systems. *Am. Nat.*, 6: 923-943.
- DAJOZ, R. (2006).— *Précis d'écologie*. 8e édition. Paris.
- DANSEREAU, P. & LEMS, K. (1957).— *The grading of dispersal types in plant communities and their ecological significance*. Contribution n°71 de l'Institut de Botanique de l'Université de Montréal.
- DJEGO, J., GIBIGAYE, M., TENDE, B. & SINSIN, B. (2012).— Analyses écologique et structurale de la forêt communautaire de Kaodji au Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 6: 705-713.
- DUFOUR, A., GADALLAH, F., WAGNER, H.H., GUISSAN, A. & BUTTLER, A. (2006).— Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: effects of variability and spatial configuration. *Ecography*, 29: 573-584.
- DUFRENE, M. (1998).— *Cours de phytosociologie. Partie « analyse de données »*. Version β . En ligne : <http://www.biol.ucl.ac.be/ecol/cours/phytosocio/home.html>
- DUFRENE, M. (2003).— *Méthodes d'analyse des données écologiques et biogéographiques*. <http://biodiversite.wallonie.be/outils/methodo/home.html>

- DUFRENE, M. & LEGENDRE, P. (1997).— Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.*, 67: 345-366.
- FROST, P. (1996).— The ecology of miombo woodlands. Pp 11-58 In: B. Campbell (ed0), *The miombo in transition: Woodlands and welfare in Africa*. CIFOR.
- GILLET, F. (2000).— *La phytosociologie synusiale intégrée. Guide méthodologique. 4ème édition revue et corrigée*. Université de Neuchâtel-Institut de Botanique. Documents du Laboratoire d'Écologie Végétale.
- GRALL, J. & COIC, N. (2005).— *Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier*. 2006-Ifremer DYNECO /VIGIES/06-13/ REBENT.
- GRIFFITH, A.L. (1961).— Les forêts claires d'Afrique au sud du Sahara. *Unasylva*, 15, n°1. www.fao.org/docrep/x5398f/x5398f04htm
- GUINOCHE, M. (1973).— *La phytosociologie*. Collection d'écologie I. Masson éd., Paris.
- HABONIMANA, B., NZIGIDAHERA, B. & INAMAHORO, M. (2004).— *Approche participative d'identification des espèces végétales autochtones menacées du Burundi : Diagnostic des connaissances traditionnelles*. Bujumbura.
- HABONIMANA, B., NDIHOKUBWAYO, N., HABONAYO, R., NZIGIDAHERA, B. & BOGAERT, J. (2011).— *Essai de détermination des indicateurs de dégradation forestière : Cas de la forêt ombrophile de la Kibira au Burundi*. http://www.sifee.org/static/uploaded/Files/ressources/actes-descolloques/yaounde/session-4-3/4_Habonimana.
- HAKIZIMANA, P. (2012).— *Analyse de la composition, de la structure spatiale et des ressources végétales naturelles prélevées dans la forêt dense de Kigwena et dans la forêt claire de Rumonge au Burundi*. Thèse présentée en vue de l'obtention du Grade de Docteur en Sciences, Université Libre de Bruxelles.
- HOLZMUELLER, E. J. & SHIBU, J. (2012).— Response of the invasive grass *Imperata cylindrica* to disturbance in the Southeastern Forests, USA. *Forests*, 3: 853-863. doi: 10.3390/f3040853
- KEDDY, P.A. (1992).— Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *J. Veg. Sci.*, 3: 157-164.
- KITAYAMA, K. & MUELLER-DOMBOIS, D. (1995).— Biological invasion on an oceanic island mountain: Do alien plant species have wider ecological ranges than native species? *J. Veg. Sci.*, 6: 667-674.
- LABATTE, J.-M. (2010).— *Biostatistiques. Rappels des cours et travaux dirigés. Analyse des données M2*. Université Angers, <http://www.math.univangers.fr/~labatte/enseignement%20UFR/masterTVPS/cm2010M2.pdf>.
- LEBRUN, J. (1947).— *La végétation de la plaine alluviale au Sud du lac Edouard*. Institut des Parcs Nationaux du Congo Belge, Exploration du Parc National Albert. Mission Lebrun (1937-1938). Fascicule 1: 472-800. Bruxelles.
- LEBRUN, J. (1956).— La végétation et les territoires botaniques du Rwanda-Urundi. *Les naturalistes belges, Bull. Ecol.*, 14:133-178
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. (1998).— *Numerical ecology. Development in environmental modelling 20*. Elsevier.
- MALAISSÉ, F. (1997).— *Se nourrir en forêt claire africaine. Approche écologique et nutritionnelle*. Les presses agronomiques de Gembloux /Centre Technique de Coopération Agricole et Rurale.
- MASHARABU, T. (2011).— *Flore et végétation du Parc National de la Ruvubu au Burundi : diversité, structure et implication pour la conservation*. Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles.
- MATHEVET, R. & POULIN, B. (2006).— De la biologie à la géographie de la conservation. *BGF-Geographies*, 3 : 341-354.
- MCNEILL, S.E. (1994).— The selection and design of marine protected areas: Australia as a case study. *Biodiv. Conserv.*, 3: 586-605.
- MOREY, L.C., BLASHFIELD, R.K. & SKINNER, H.A. (1983).— A comparison of cluster analysis techniques within a sequential validation framework. *Multivar. Behav. Res.*, 18: 309-329.
- MURPHY, P.G. & LUGO, A.E. (1986).— Ecology of tropical dry forest. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 17: 67-88.
- MWARA, P. & KAMAU, F.M. (1991).— Aperçu général des industries en Afrique orientale et australe. FAO-*Unasylva*, n°167 Vol.42_1991/4.
- NZIGIDAHERA, B. (2000).— *Analyse de la diversité biologique végétale nationale et identification des priorités pour sa conservation*. I.N.E.C.N.
- NZIGIDAHERA, B. & NINDORERA, D. (2009).— Plan de gestion et d'aménagement de la réserve naturelle de la Malagarazi. I.N.E.C.N.
- NZIGIDAHERA, B., NJEBARIKANUYE, A., KAKUNZE, A. C. & MISAGO, A. (2008).— *Étude préliminaire d'identification des milieux naturels à mettre en défens dans la dépression du Kumoso*. I.N.E.C.N.
- PAUSAS, J.G. & AUSTIN, M.P. (2001).— Patterns of plant species richness in relation to different environments: an appraisal. *J. Veg. Sci.*, 12: 153-166.
- PEET, R.K. (1974).— The measurement of species diversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 5: 285-307.
- POLLOCK, M.M., NAIMAN, R. & HANLEY, T.A. (1998).— Plant species richness in riparian wetlands. A test of biodiversity theory. *Ecology*, 79: 94-104.
- PRESSEY, R.L., HUMPHRIES, C.J., MARGULES, C.R., VANE-WRIGHT, R.I & WILLIAMS, P.H. (1993).— Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *TREE*, 8: 124-128.

- RAUNKIER, C. (1934).— *The life form of plants and their bearing on geography, collected papers*. Clarendon Press, Oxford.
- REEKMANS, M. (1981).— Les forêts claires à *Julbernardia globulifera* de l'Est du Burundi. *Bull. Soc. Roy. Belg.*, 114: 49-60.
- RICKLEFS, R.E. & SCHULTER, D. (1993).— *Species diversity in ecological communities. Historical and geographical perspective*. The University of Chicago Press, Chicago & London.
- RWANYIZIRI, G. (2009).— *Géopolitique de l'environnement au Rwanda. Pour une gouvernance participative des espaces protégés*. Thèse en vue de l'obtention du grade de Docteur en Géographie, mention Aménagement. Université de Pau et des pays de l'Adour.
- SANKARAN, M., RATNAM, J. & HANAN, N. (2008).— Woody cover in African savannas: the role of resources, fire and herbivory. *Glob. Ecol. Biogeogr.*, 17: 236-245.
- SENTERRE, B. (2005).— *Recherches méthodologiques pour la typologie de la végétation et la phytogéographie des forêts denses d'Afrique tropicale*. Thèse de Doctorat, Université Libre de Bruxelles.
- SIBOMANA, S., NSHIMBA, S.M., KOFFI, K.J., ROBBRECHT, E., LEJOLY, J., HABONIMANA, B. & BOGAERT, J. (2008).— Identification des plantes menacées du Burundi par l'analyse de vulnérabilité. *Ann. Fac. Sci. Unikis*, 13: 77- 85.
- SINDAKIRA, A. (2007).— *Projet réhabilitation et extension de la SOSUMO. Etude d'impact environnemental*. Rapport final.
- UICN / PACO. (2011).— *Parcs et réserves du Burundi : évaluation de l'efficacité de gestion des aires protégées*. Ouagadougou, BF: UICN / PACO.
- VACHON, M., BEAULIEU-PRÉVOST, D., OUELLETTE, A. & ACHILLE, M. (2005).— Analyse de classification hiérarchique et qualité de vie. *Tutorials in Quantitative Methods for Psychology*, 1: 25-30.
- VIOLLE, C., NAVAS, M.-L., VILE, D., KAZAKOU, E., FORTUNEL, C., HUMMEL, I. & GARNIER, E. (2007).— Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116: 882-892. doi: 10.1111/j.2007.0030-1299.15559.x
- WHITE, F. (1979).— The guineo-congolian region and its relationships to other phytochoria. *Bull. Jard. Bot. Nat. Belg.*, 49: 11-55.
- WHITE, F. (1983).— *The vegetation of Africa. A descriptive Memoir to accompany the UNESCO/AETFAT/UNSO Vegetation map of Africa*. UNESCO, Paris.
- WHITLOW, R. (1989).— A review of dambo gullying in south-central Africa. *Zambezia*, XVI: 123-150.
- WHITLOW, R. (1990).— Conservation status of wetlands in Zimbabwe: Past and present. *GeoJournal*, 20: 191-202.
- YOKA, J., LOUMETO, J.J., VOUIDIBIO, J., AMIAUD, B. & EPRON, D. (2010).— Influence du sol sur la répartition et la production de phytomasse de savanes de la cuvette congolaise (République du Congo). *Géo-Eco-Trop.*, 34: 63-74.