



Détermination des zones potentielles de conservation de la biodiversité : un aperçu sur l'approche méthodologique basée sur la diversité spécifique et les espèces endémiques

J. Ndayishimiye¹, P. Stoffelen², M.J. Bigendako¹, J. Lejoly³, C. De Cannière⁴ & J. Bogaert⁵.

¹Faculté des sciences, Université du Burundi, B.P. 2700 Bujumbura, Burundi; ndayishimiye_joel@yahoo.fr.

²Jardin Botanique National de Belgique, B-1860, Meise, Belgique.

³Université Libre de Bruxelles, Laboratoire d'Ecologie végétale et Biogéochimie, CP 244, Campus de la Plaine, Boulevard du Triomphe, B-1050 Bruxelles, Belgique.

⁴Université Libre de Bruxelles, Service d'Ecologie du Paysage et Systèmes de Production Végétale, CP 264/2, Campus de la Plaine, Boulevard du Triomphe, B-1050 Bruxelles, Belgique.

⁵Unité Biodiversité et Paysage, Université de Liège/Gembloux Agro-Bio Tech, Passage des Déportés, 2 B-5030 Gembloux, Belgique.

Reçu: le 24 Octobre 2013

Accepté: le 30 Novembre 2013

Publié: le 21 Décembre 2013

RESUME

Mots-clés: Analyse spatiale, Caesalpinioideae, Mimosoideae, biais, intensité d'échantillonnage

Cette étude cherche à démontrer que la détermination des zones de conservation basée uniquement sur la diversité spécifique et la richesse des espèces endémiques est biaisée par une répartition inégale de la densité de l'échantillonnage à travers la région étudiée. Elle basée sur les sous-familles des Caesalpinioideae et des Mimosoideae de l'Afrique Centrale largement échantillonnées et connues. 9953 échantillons collectés entre 1888 et 2007 et regroupés en 133 espèces ont été considérés. La zone d'étude a été subdivisée en 244 mailles suivant une résolution spatiale d'une maille de $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ de côté pour analyser la distribution spatiale de la richesse spécifique et des espèces endémiques. Nous avons examiné dans cette étude l'effort de l'échantillonnage, la relation entre l'accessibilité et l'effort d'échantillonnage, le lien entre l'effort d'échantillonnage et la diversité rapportée, la répartition des zones géographiques à plus grande diversité et qui contiennent les espèces endémiques. Les résultats montrent que le nombre d'espèces augmente avec l'intensité de l'échantillonnage, et que le nombre d'espèces et l'intensité d'échantillonnage sont plus élevés à proximité des villes. Nous avons remarqué également dans cette étude que les espèces endémiques occupent des zones fortement échantillonnées. Les zones où la diversité spécifique coïncide avec la présence des espèces endémiques ont été identifiées comme zones prioritaires de conservation. Cependant, la conservation basée uniquement sur les deux critères retenus doit être interprétée avec précaution car toutes les régions n'ont pas été systématiquement échantillonnées, ce qui introduit un biais dans l'identification de zones de conservation lorsqu'on se base uniquement sur la diversité spécifique et les espèces endémiques.

ABSTRACT

Key words: Spatial analysis, Caesalpinioideae, Mimosoideae, bias, sampling intensity

This study underlines that the determination of conservation areas based only on species diversity and endemic species richness is biased by an unequal sampling density throughout the study area. It is based on the Caesalpinioideae and Mimosoideae subfamilies of Central Africa have recently been reviewed taxonomically, are widely sampled and are known for their economical and ecological importance. 9953 samples collected between 1888 and 2007 and grouped in 133 species were considered. The study zone has been divided in 244 grid cells of $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ resolution to analyze the spatial distribution of species richness and endemic species. Sampling intensity, relationship between site accessibility and sampling intensity, the link between sampling intensity and species diversity, and the spatial distribution of zones of high diversity and containing endemic species were examined. Results show that the number of species increases with sampling intensity, and that species numbers and sampling intensity are higher near cities. It was also noticed that endemic species were found in highly sampled zones. The zones where species diversity coincides with endemic species presence were identified as priority conservation areas. Conservation based only on those two criteria should be interpreted with caution since sampling is shown to be not uniform, which introduces a bias in the identification of conservation zones when only based on species diversity and endemic species.



1. INTRODUCTION

La dégradation et la destruction d'habitats par des activités humaines dans les forêts tropicales sont identifiées actuellement comme un problème global de la perte de la biodiversité (Williams 2000). Les programmes de conservation de la biodiversité ont toujours été orientés dans des zones connues pour leur patrimoine biologique, leur potentiel élevé pour le tourisme ou dans des zones forestières (Pressey et al., 1993). Parmi les principaux critères qui ont été utilisés pour identifier les zones de conservation de la biodiversité, on citera entre autres la richesse spécifique, la rareté ou l'endémisme, la forte densité de la population et la qualité de l'habitat (Margules et Usher 1981; Prendergast et al. 1993, 1999). Ces critères ont permis l'identification des hotspots de biodiversité à l'échelle du globe (Myers 1990; Myers et al. 2000; Margules et Pressey 2000; Araújo 2002). Les hotspots sont des zones géographiques où se maintiennent de nombreuses espèces parmi un grand nombre de groupes systématiques (Dajoz 2006). Ces zones contiennent pour la plupart un grand nombre d'espèces endémiques dont certaines en voie d'extinction (Reid 1998; IUCN 2001). La notion de hotspots a fait l'objet de nombreuses discussions et certains auteurs ont pu montrer à l'échelle de l'Afrique qu'il existe un lien entre les centres d'endémisme et les zones où la richesse spécifique est élevée (Linder 2001; Ricketts 2001; Linder et al. 2005). D'autres études attribuent les zones d'endémisme à la présence de refuges forestiers (Rietkerk et al. 1996; Robbrecht 1996; Sosef 1996). Au niveau de l'Afrique Centrale, la plupart des espèces ont été récoltées autour ou à l'intérieur des aires protégées et à proximité des principales villes. La richesse spécifique est inégalement répartie au niveau du globe terrestre (Schouten et al. 2009). Par ailleurs, d'importantes zones demeurent sous-échantillonnées surtout dans les régions tropicales où les inventaires floristiques sont incomplets (Prance et al. 2000). Il est nécessaire de poursuivre les inventaires et identifier de nouveaux sites afin de conserver un plus grand nombre d'espèces. L'objectif global de cette étude est de montrer que la détermination des zones de conservation basée uniquement sur la diversité spécifique et la richesse des espèces endémiques est biaisée par une répartition inégale de la densité de l'échantillonnage à travers la zone d'étude.

La présente étude porte sur deux-sous familles de Fabaceae (Caesalpinioideae et Mimosoideae) de l'Afrique Centrale (Burundi, République Démocratique du Congo et Rwanda). Elle cherche à examiner la relation entre l'accessibilité et l'effort d'échantillonnage, à estimer le niveau de l'exhaustivité de l'échantillonnage, à déterminer le lien entre l'effort d'échantillonnage et la diversité spécifique, à déterminer et cartographier les zones géographiques à

plus grande diversité et qui contiennent les espèces endémiques. Le choix des deux taxons a été motivé par leurs récentes révisions taxonomiques, leur nombre plus importants d'échantillons disponibles, leur importance économique et écologique (Estrella et al. 2005, 2007; Ndayishimiye et al. 2007). La synthèse de toutes les données disponibles sur la distribution géographique des deux taxons par la consultation des spécimens d'herbiers et de la littérature, l'utilisation des Systèmes d'Information Géographique (SIG) et des statistiques permettent de localiser et de sélectionner les zones potentielles de diversité prioritaires pour la conservation, ainsi que d'identifier les zones géographiques moins explorées.

2. METHODOLOGIE

2.1. Zone d'étude et détermination de la base de données

La zone d'étude est le territoire occupé par le Burundi, la République Démocratique du Congo (R.D. Congo) et le Rwanda, soit la zone correspondant à l'ancienne colonie belge. La conservation actuelle reconnaît 68 aires protégées réparties sur toute la zone (Fig. 1). En effet, 44 aires protégées sont connues pour la R. D. Congo et représentent une proportion de 12,4% de la superficie totale du pays (Laghmouth et Hardy 2008). Au Burundi, 14 aires protégées sont connues et occupent une proportion de 4,6% du territoire national (Ntownimana et Gu 2008). Le Rwanda possède cinq principales aires protégées qui renferment 8,4% de la surface totale du pays (Rutagarama et Martin 2006). La plupart de ces aires protégées sont formées par des parcs nationaux, réserves naturelles ou réserves de chasses. La figure 1 montre également les principales villes de notre zone d'étude.

L'étude porte sur les échantillons de Caesalpinioideae et Mimosoideae conservés à l'Herbarium du Jardin Botanique National de Belgique (BR) et à l'Herbarium de l'Université Libre de Bruxelles (BRLU). Toutes les collections ont été encodées dans une base de données. Les coordonnées géographiques des localités de récolte ont été ajoutées en utilisant l'index de répertoire des lieux de récolte (Bamps 1982). Certains échantillons ont été supprimés de la banque de données en raison de manque d'informations sur les lieux de récolte. Les espèces introduites n'ont pas été prises en compte dans les analyses.

La nomenclature des taxons étudiés a été mise à jour sur la base des données bibliographiques de Lock (1989), Lewis et al. (2005), Klopper et al. (2006), Lebrun et Stork (2008).

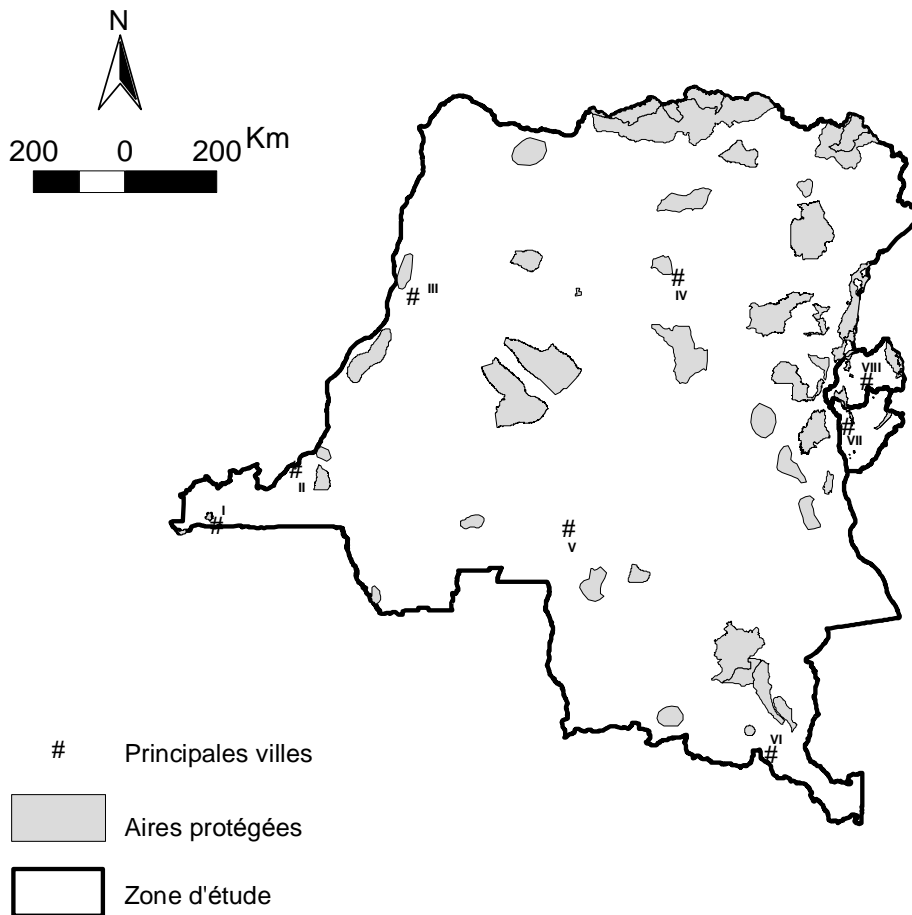


Fig. 1: Délimitation de l'Afrique Centrale avec les principales villes et répartition actuelle des aires protégées (I: Matadi; II: Kinshasa; III: Mbandaka; IV: Kisangani; V: Kananga; VI: Lubumbashi; VII: Bujumbura; VIII: Kigali).

L'information sur les espèces endémiques a été rendue possible grâce à la consultation des données de la littérature (Gilbert et Boutique 1952; Wilczek *et al.* 1952; Ndjele 1988; Phiri 2005; Sosef *et al.* 2006; Soares *et al.* 2007; Figueiredo *et al.* 2009). Une espèce est considérée comme «endémique» lorsque son aire de répartition est caractérisée par une distribution restreinte (Anderson 1994). Dans le cas de cette étude, le terme «endémique» désigne toute espèce qui a une aire de distribution répartie sur un des territoires phytogéographiques présents dans notre zone d'étude (White 1979, 1983) et qui peut aussi être présente dans les pays limitrophes. Au total, 10961 échantillons

répartis dans 278 espèces ont été analysés. Une sous-banque de données comprenant les espèces ayant au moins 20 échantillons a été créée pour certaines analyses de la distribution spatiale. Celle-ci a été réalisée afin de réduire les biais liés à l'échantillonnage et à la détermination des espèces. Les détails de la sous banque de données sont mentionnés dans le Tableau 1. La sous banque de données créée représente une proportion de 90% des échantillons des Caesalpinioideae et 92% des Mimosoideae récoltée entre 1888 et 2007.

Tableau 1. Nombre d'échantillons, nombre d'espèces, nombre d'espèces endémiques et nombre de récolteurs par sous-famille

Sous-famille	Nombre de récolteurs	Nombre d'échantillons	Nombre d'espèces	Nombre d'espèces endémiques
Caesalpinioideae	466	6000	89	12
Mimosoideae	317	3953	44	5

Les données présentées dans ce tableau sont celles qui sont incluses dans l'analyse spatiale. Les collections d'herbiers de la sous-famille des Caesalpinioideae ont été réalisées entre 1899 et 2007 et celles des Mimosoideae entre 1888 et 2005.

2.2. Analyse spatiale

Des cartes à maillage des espèces ont été créées en utilisant une résolution spatiale de $1^\circ \times 1^\circ$ à l'aide du logiciel Arcview 3.3. La zone d'étude a été subdivisée en 244 mailles. La taille de la maille a été choisie en comparaison des résultats obtenus dans d'autres études réalisées presque à la même échelle (Droissart 2009).

2.3. Estimation de l'exhaustivité de l'échantillonnage

Le nombre d'espèces observées pour un site est en général inférieur au nombre d'espèces attendues (Peterson et al. 1998; Longino et al. 2002; Walther et Moore 2005). Connaître le nombre d'espèces réellement présentes sur un site particulier n'est pas facile compte tenu du coût, du temps et de la surface nécessaire pour faire un inventaire exhaustif (Gardner et al. 2008). Les courbes d'accumulation de la richesse spécifique et de la richesse spécifique estimée sont utilisées pour évaluer l'échantillonnage d'une zone géographique et sa diversité (Colwell et Coddington 1994; Gotelli et Colwell 2001; Sørensen et al. 2002; Melo 2004; Hortal et al. 2006; Kaeser et Katherine 2009; Alfonso et Elmonte 2011). L'observation d'une asymptote après d'intenses activités d'échantillonnage permet d'estimer l'exhaustivité de l'échantillonnage. Elles représentent donc le nombre de nouvelles espèces cumulées au fur et à mesure que le nombre d'unité d'échantillonnage augmente.

Pour cette raison, notre base de données a été analysée pour montrer si de nouveaux inventaires étaient nécessaires pour décrire de nouvelles espèces. Parmi les différents estimateurs utilisant les méthodes non paramétriques, l'estimateur de Chao 2 a été préféré et est le plus performant (Herzog et al. 2002; Walther et Moore 2005; Soberón et al. 2007; Cicuzza et al. 2010; Rivadeneira 2010). Le nombre d'espèces estimées (S_{est}) est calculé en utilisant la formule décrite dans Colwell et Coddington (1994), Magurran (2004) et Melo (2004). L'estimateur Chao 2 permet de prédire le nombre d'espèces non observées à partir de celles trouvées 1 ou 2 fois dans une unité d'échantillonnage ou maille. Les courbes des uniques et des duplicats ont été ajoutées pour évaluer le niveau de complétude d'un inventaire (Longino et al. 2002; Coddington et al. 2009). Dans le cas de cette étude, l'effort d'échantillonnage est exprimé par le nombre total d'unités d'échantillonnage (mailles). L'indice de Chao 2 est calculé de la manière suivante:

$$S_{est} = S_{obs} + \frac{Q_1^2}{2Q_2}$$

Où S_{obs} correspond au nombre total d'espèces observées dans toutes les mailles; Q_1 est le nombre d'espèces rencontrées uniquement dans une seule maille (uniques) et Q_2 est le nombre d'espèces présentes uniquement dans deux mailles (duplicats).

2.4. Sélection des zones potentielles de conservation de la biodiversité

Nous avons déterminé pour chaque maille le nombre total d'espèces, le nombre d'échantillons et le nombre d'espèces endémiques. La diversité spécifique observée dans une maille a été estimée en utilisant l'indice de Margalef (R_{Mgi}) (Magurran 2004). Il est calculé de la manière suivante:

$$R_{Mgi} = \frac{S_i - 1}{\ln(N_i)}$$

où S_i correspond au nombre d'espèces observé dans une maille i et N_i leur nombre d'individus.

Celui-ci a été choisi pour corriger l'effet de la taille des échantillons observés dans une maille. Les mailles avec les valeurs plus élevées de l'indice de Margalef déterminent ainsi les zones de diversité. Les données résultantes de ces analyses ont été utilisées pour générer des cartes de densité de récolte, de diversité spécifique et de répartition géographique des espèces endémiques. La comparaison de la richesse spécifique et des espèces endémiques entre les mailles permettra de localiser les zones potentielles de conservation (Cavieres et al. 2002). La connaissance de la nature des biais contenue dans les données issues de plusieurs récolteurs et selon plusieurs techniques d'échantillonnage permet d'interpréter les zones de diversité et de définir les meilleures stratégies de conservation (Reddy et Dávalos 2003). Dans ce contexte, nous avons analysé l'influence de la proximité des principales villes sur l'effort d'échantillonnage. Cette analyse a été réalisée pour voir si toutes les localités ont été visitées de manière uniforme au cours des différentes missions de collecte de données. Les villes de : Bujumbura ($29^\circ 21' E$, $3^\circ 22' S$); Kananga ($22^\circ 25' E$, $5^\circ 54' S$); Kigali ($30^\circ 4' E$, $1^\circ 57' S$); Kinshasa ($15^\circ 28' E$, $4^\circ 23' S$); Kisangani ($25^\circ 11' E$, $0^\circ 31' N$); Lubumbashi ($27^\circ 33' E$, $11^\circ 40' S$); Mbandaka ($18^\circ 27' E$, $0^\circ 30' N$) et Matadi ($13^\circ 27' E$, $5^\circ 48' S$) ont été retenues pour analyser cette relation. La distance entre ces localités (villes) et toutes les mailles a été calculée.

3. RESULTATS

3.1. Evaluation de l'exhaustivité de l'échantillonnage

La courbe d'accumulation de la richesse spécifique et celle de l'estimateur Chao 2 pour les deux taxons (Caesalpinioideae et Mimosoideae) convergent vers une asymptote pour un nombre élevé du nombre de mailles (Fig. 2).

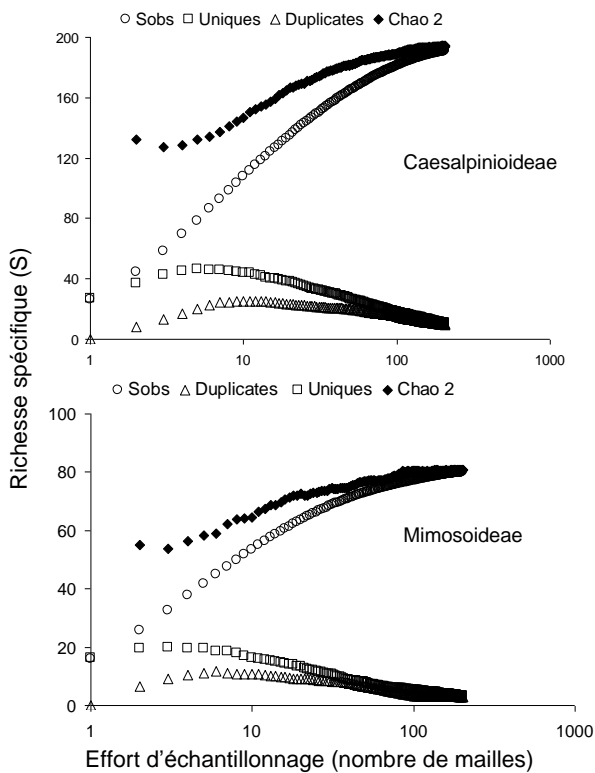


Fig. 2: Courbes d'accumulation de la richesse spécifique (S) obtenue par le nombre total d'espèces, de la richesse spécifique estimée obtenue par l'estimateur Chao 2, des uniques et des duplicats en fonction de l'effort d'échantillonnage exprimé ici par le nombre total de mailles.

La zone d'étude a été subdivisée en 244 mailles de $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ de côté. Le logiciel EstimateS Version 7.5.2 (Colwell et al. 2005) a été utilisé pour générer ces courbes. La base de données contient 6670 échantillons de Caesalpinioideae et 4291 échantillons de Mimosoideae.

Cette observation est également confirmée par les courbes des uniques et des duplicats qui, au bout d'un nombre élevé d'unités d'échantillonnages (mailles), commencent à montrer une certaine

décroissance. Ceci implique qu'après plusieurs recherches (augmentation de l'échantillonnage), les espèces qui n'avaient été rencontrées qu'une fois au moment des récoltes commencent à être trouvées. Bien que l'on observe une diminution du nombre d'espèces rencontrées une fois ou deux fois, nous remarquons que de nouveaux inventaires sont encore nécessaires pour atteindre réellement l'asymptote.

3.2. Répartition spatiale de l'échantillonnage des deux taxons analysés

La distribution spatiale des localités d'échantillonnages observée pour les deux taxons montre que les prospections botaniques sont très inégalement réparties (Fig. 3). Certaines régions sont sur-échantillonnées et d'autres moins échantillonnées. Le nombre d'échantillons par maille varie de 0 à 809 pour les Caesalpinioideae et de 0 à 374 pour les Mimosoideae. L'analyse comparée de la Figure 5.3 montre que la maille la plus échantillonnée pour les deux taxons est localisée au même endroit et est située à proximité de Kisangani et Yangambi si on se réfère à la géographie de la R. D. Congo. Les zones les mieux échantillonnées, définies comme les mailles avec plus de 200 échantillons, représentent une proportion de 2,5% par rapport à la zone d'étude pour les Caesalpinioideae et 0,5% pour les Mimosoideae. Cinq mailles détiennent à elles seules plus de 35% de la totalité des échantillons des Caesalpinioideae et 9% des échantillons sont concentrés dans une seule maille chez les Mimosoideae. La moyenne du nombre d'échantillons par maille est de 25 échantillons pour le cas des Caesalpinioideae et 17 pour le cas des Mimosoideae. Les mailles les plus échantillonnées s'étendent sur la R. D. Congo, à l'exception d'une seule maille qui est localisée aux limites géographiques des trois pays (Fig. 3, A). Au seuil de 50 échantillons par mailles, nous avons 10% des mailles pour les Caesalpinioideae (totalisant à elles seules 75% du nombre total d'échantillons) et 7% des mailles pour les Mimosoideae (correspondant à 62% du nombre total d'échantillons).

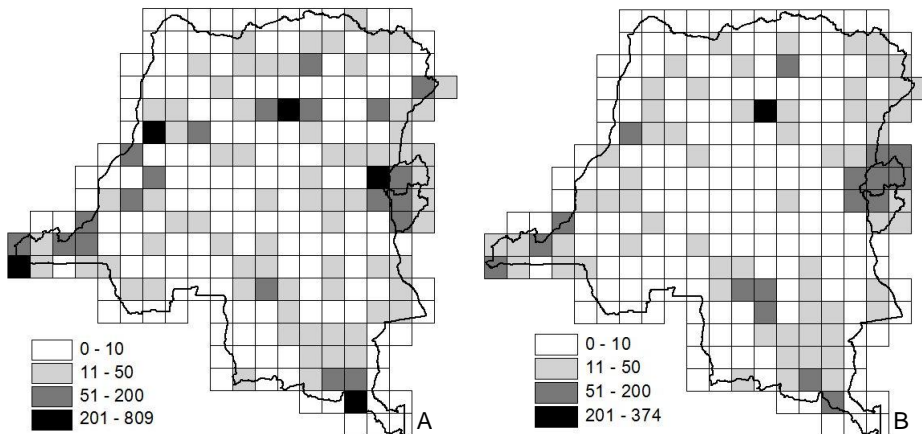


Fig. 3: Répartition spatiale de la densité de récolte: (A) Caesalpinioideae, (B) Mimosoideae). 244 mailles de $1^{\circ} \times 1^{\circ}$ couvrent la zone d'étude (Le nombre total d'échantillons est de 6000 pour les Caesalpinioideae et de 3953 pour les Mimosoideae.)

3.3. Distribution spatiale de la diversité spécifique et des espèces endémiques

La distribution de la diversité spécifique et des espèces endémiques est inégalement répartie sur la zone d'étude (Fig. 4).

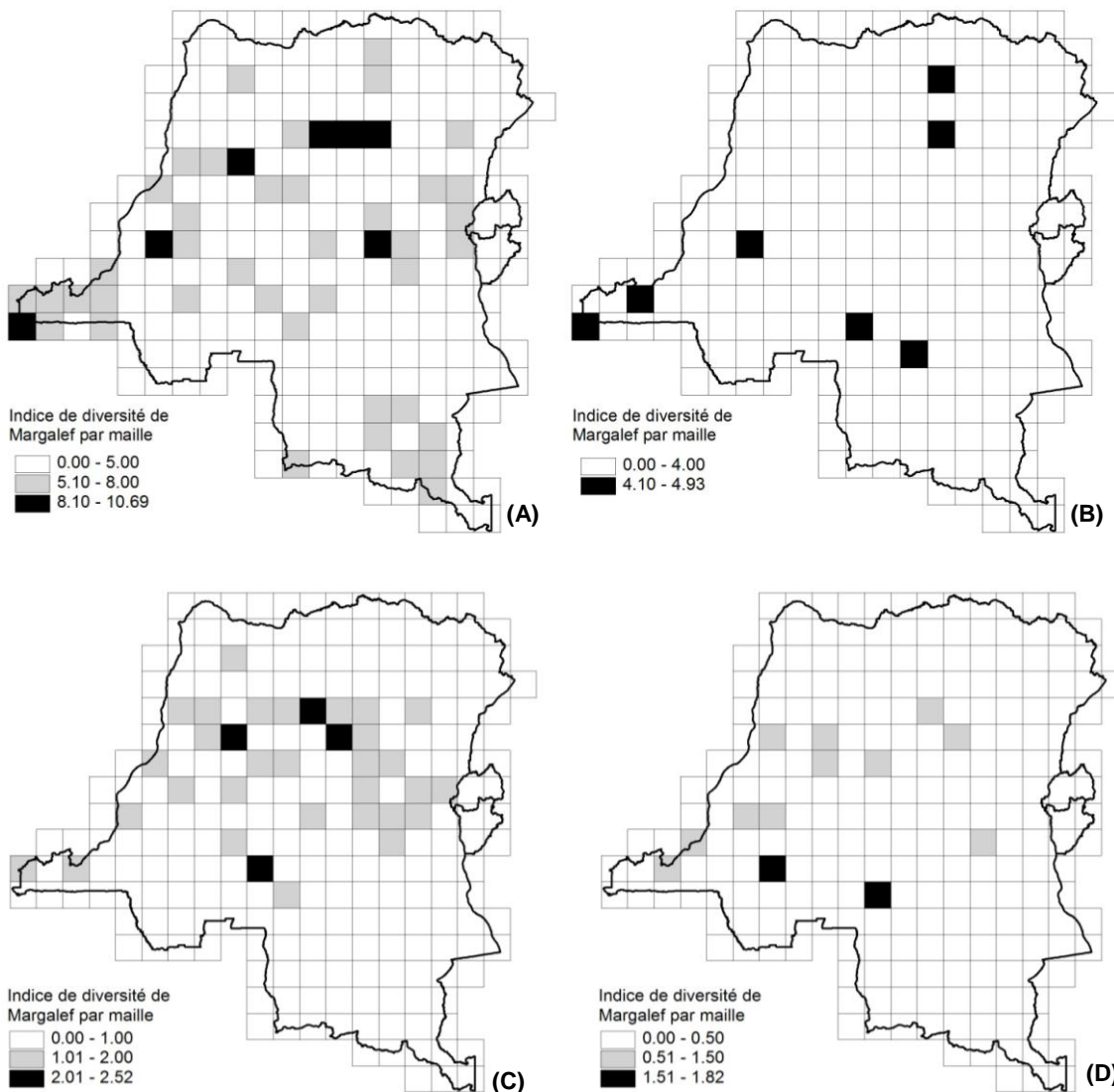


Fig. 4: Répartition de la diversité spécifique et des espèces endémiques en Afrique Centrale (Burundi, R. D. Congo et Rwanda). (A) Indice de diversité de Margalef pour les espèces des Caesalpinoideae; (B) Indice de diversité de Margalef pour les espèces des Mimosoideae; (C) Indice de diversité de Margalef pour les espèces endémiques de Caesalpinoideae; (D) Indice de diversité de Margalef pour les espèces endémiques des Mimosoideae.

La proportion du nombre de mailles occupées par au moins une espèce est de 85% pour les Caesalpinoideae et de 81% pour les Mimosoideae. La grande concentration de la richesse spécifique à certains endroits sur la carte exprime ainsi les zones de diversité, obtenues grâce à l'indice de diversité de Margalef (Figure 4). Nous remarquons également sur la Figure 4 que les espèces endémiques sont présentes dans les zones de plus grande diversité. Les mailles les plus diversifiées ne contiennent pas nécessairement les espèces endémiques. Il existe cependant une différence au niveau de leur répartition. La maille caractérisée par une plus grande diversité des espèces endémiques est différente pour les Caesalpinoideae et les

Mimosoideae. Les mailles pour lesquelles nous observons une superposition entre la diversité spécifique et celle des espèces endémiques constituent les zones potentielles prioritaires pour la conservation.

Afin d'éviter de considérer le niveau supérieur dans le choix des zones prioritaires de conservation, nous avons attribué une définition propre aux zones de conservation identifiables sur la Figure 4. A ce niveau, nous distinguons des zones caractérisées par une plus grande diversité spécifique et un nombre plus important d'espèces endémiques.

Dans le cas présent, deux mailles pour les Caesalpinioideae et seulement une maille pour les Mimosoideae, visible à la Figure 4. Celles-ci pourraient être définies comme étant des zones de très haute priorité de conservation. La deuxième catégorie concerne les zones avec une diversité spécifique élevée avec peu d'espèces endémiques qui seraient des zones de haute priorité de conservation. De même, les zones avec un nombre plus importants d'espèces endémiques mais avec peu ou absence de grande diversité spécifique seraient également de haute priorité de conservation.

3.4. Influence de l'effort d'échantillonnage sur la diversité spécifique observée

La superposition des résultats présentés aux Figures 3 et 4 montre qu'il existe une relation entre la diversité spécifique et le nombre d'échantillons récoltés par maille (Fig. 5). Il apparaît clairement que pour les deux taxons étudiés, la diversité spécifique observée par maille augmente avec l'effort d'échantillonnage. Nous observons également à la Figure 6 des relations entre la diversité spécifique et le nombre d'espèces endémiques pour les deux taxons analysés.

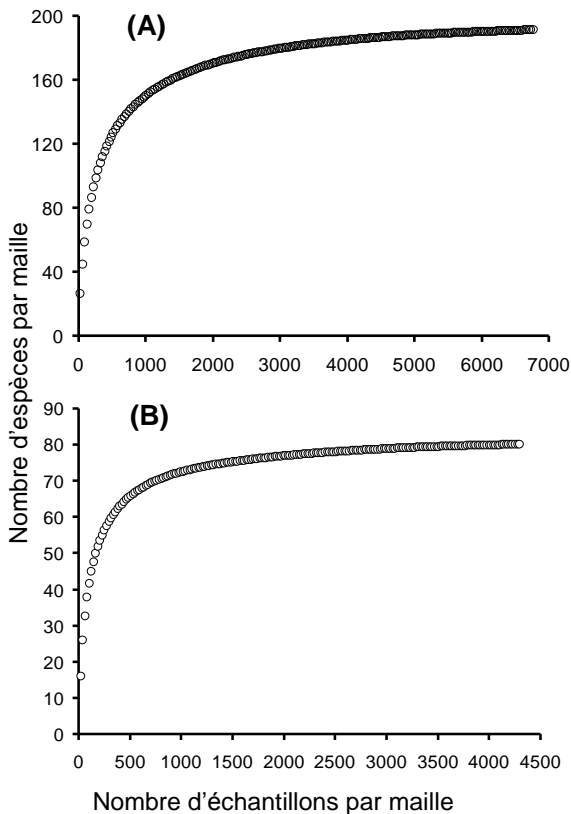


Figure 5. Courbe d'accumulation de la richesse spécifique en fonction de l'échantillonnage, exprimée ici par le nombre d'échantillons trouvés par maille.

Le nombre d'espèces présentes dans chaque maille traduit la richesse spécifique de cette maille et varie selon le groupe taxonomique considéré: (A)

Caesalpinioideae; (B) Mimosoideae. Les courbes ont été obtenues à l'aide du Logiciel EstimateS Version 7.5.2 (Colwell et al., 2005).

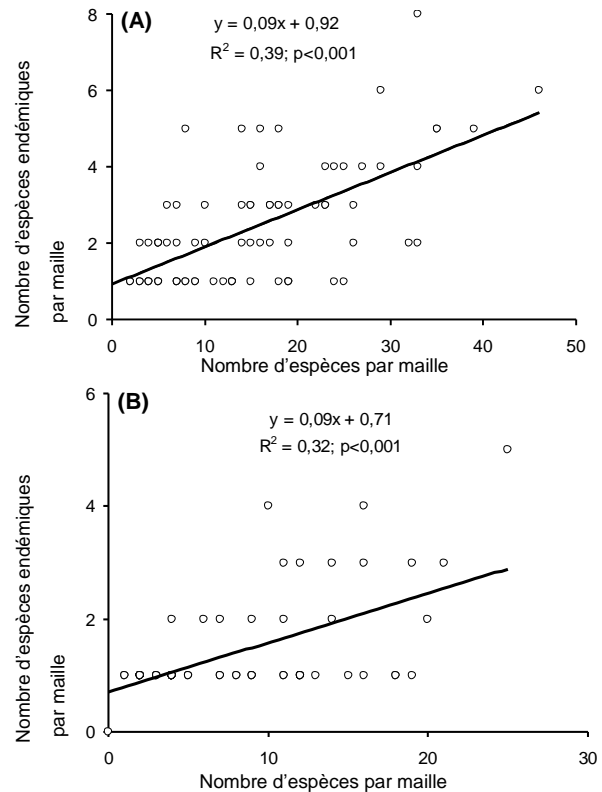


Fig. 6: Relation entre diversité spécifique et nombre d'espèces endémiques observés par maille: (A) Caesalpinioideae; (B) Mimosoideae.

Toutes les corrélations sont significatives. Chaque point désigne une maille dans laquelle nous avons trouvé une espèce endémique.

Cette observation va dans le sens de ce qui a été démontré. Cependant, les faibles coefficients de corrélation obtenus prouvent que la diversité spécifique n'est pas le seul paramètre qui détermine la présence des espèces endémiques. Le nombre d'espèces endémiques très réduit de notre zone d'étude jouerait aussi sur la qualité des corrélations.

3.5. Influence de la proximité des principales villes sur l'effort d'échantillonnage

Le nombre d'échantillons récoltés est lié négativement à la proximité des principales villes. Plus la distance par rapport aux principales villes est grande, plus le nombre d'échantillons collectés diminue (Fig. 7). Cette analyse révèle la présence d'un biais dans l'échantillonnage à savoir que toutes les localités de récoltes n'ont pas été échantillonnées de la même manière. Seules les mailles situées à proximité des principales villes sont intensivement explorées.

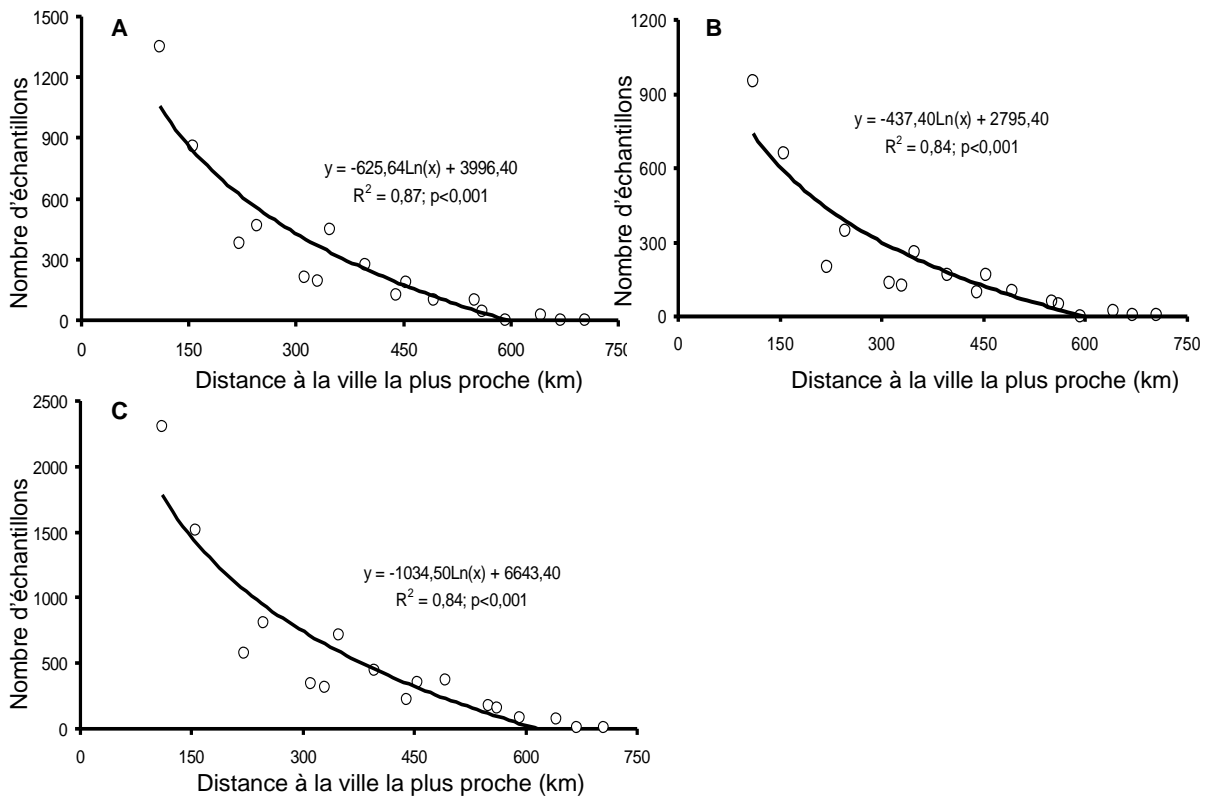


Fig. 7: Relation entre l'effort d'échantillonnage et la distance aux principales villes (A: Caesalpinioideae; B: Mimosoideae; C: les deux taxons combinés).

4. DISCUSSION

Nous avons cartographié dans cette étude la répartition spatiale des Caesalpinioideae et Mimosoideae de l'Afrique Centrale. Pour les deux groupes taxonomiques, les résultats obtenus ont montré que les prospections botaniques sont inégalement réparties sur l'ensemble de la zone d'étude. Une correspondance de la distribution spatiale de l'échantillonnage entre les deux taxons a été détectée (Figure 3). Les mailles avec un nombre important d'espèces coïncident avec les zones les plus prospectées. Cette correspondance est une conséquence de la fréquence des récolteurs dans les différents sites de notre zone d'étude qui sont en grande partie les mêmes pour les deux groupes taxonomiques (Caesalpinioideae et Mimosoideae).

Une forte corrélation positive a été observée entre le nombre d'échantillons et les mailles correspondantes aux principales villes confirmant ainsi les fortes densités de récolte à proximité des routes, grandes villes ou voies navigables (Küper *et al.* 2006; Koffi *et al.* 2008; Droissart 2009). Au niveau de notre zone d'étude, les localités autour des villes de Kisangani (Yangambi), Mbandaka, Kinshasa, Matadi et Lubumbashi de la République Démocratique du Congo apparaissent les mieux explorées. L'absence de collections dans certaines localités de notre zone d'étude ne signifie pas nécessairement que ces localités sont défavorables aux espèces de Caesalpinioideae et Mimosoideae. En effet, les données que nous avons

utilisées résultent des collections faites dans le passé et par plusieurs récolteurs. Comme nous ne disposons pas d'informations sur la fréquence de leur visite sur le terrain, nous pouvons affirmer que la variation géographique de l'échantillonnage observée dans certaines zones est due en partie à l'accès difficile dans certaines localités, notamment celles de conflits ou celles aux reliefs accidentés.

Dans cette étude, nous avons mis également en évidence une corrélation positive entre la diversité spécifique observée et le nombre d'échantillons observés. La diversité spécifique est une fonction de l'échantillonnage et relève de la relation aire-espèces (Jansson 2003). La probabilité de détecter de nouvelles espèces dans un site augmente avec la surface échantillonnée jusqu'à atteindre un pallier (Soberón et Llorente 1993; He et Legendre 1996). A ce niveau, les courbes montrant l'évaluation de l'exhaustivité de l'échantillonnage (Fig. 2) ne nous permettent pas d'affirmer qu'on a une bonne connaissance de la richesse spécifique de la région. Cependant, les courbes tendent à ralentir leur accélération après un certain inventaire, ce qui veut dire que le nombre de nouvelles espèces rencontrées devient de plus en plus rare.

Une faible corrélation entre la diversité spécifique et le nombre d'espèces endémiques a également été trouvée dans cette étude.

Cette corrélation, quoique faible, découle également de la relation entre aire-espèces. Les

résultats sont influencés par le nombre d'espèces endémiques très réduit de notre base de données. Les espèces endémiques sont présentes dans les localités où la diversité spécifique est élevée (Whittaker et al. 2001; Jansson 2003). Nos résultats corroborent ceux trouvés pour d'autres groupes biologiques notamment les libellules (Dufrêne 2007), certains groupes d'animaux (Ricketts 2001) et les plantes vasculaires (Kallimanis et al. 2010). Des différences ont cependant été observées au niveau de la répartition spatiale de la diversité spécifique par groupe taxonomique. Cette observation est cohérente avec les connaissances existantes sur leur écologie. En effet, les Caesalpinioideae sont largement distribuées dans les zones forestières des régions tropicales et subtropicales du monde tandis que les Mimosoideae sont abondantes dans les zones avec une végétation moins dense des régions tropicales, subtropicales, et colonisent aussi les zones arides et semi-arides du globe (Schrire et al. 2005).

Les zones pour lesquelles nous avons observé une coïncidence entre la répartition de la diversité spécifique et les espèces endémiques peuvent être considérées comme zones de très haute priorité pour la conservation suivant la théorie couramment utilisée pour sélectionner les sites de conservation (Myers 1990; Myers et al. 2000). Du point de vue

phytogéographique, la plus grande partie de ces zones est localisée dans le centre régional d'endémisme Guinéo-congolais en référence au système phytogéographique de l'Afrique Centrale (White 1979, 1983). Ces zones s'étendent également dans les régions connues pour leur taux d'endémisme plus élevé et qui sont identifiées comme de zones de refuges forestiers en Afrique Centrale, caractérisées par une diversité spécifique élevée (Maley 1996a, 1996b; Robbrecht 1996; Leal 2009). A ce niveau, deux principales zones de refuges forestiers parmi les cinq connues pour l'Afrique tropicale sont spatialement localisées à l'échelle de notre région (Fig. 8).

La détermination des zones prioritaires pour la conservation basée uniquement sur la diversité spécifique et le nombre d'espèces endémiques présente cependant des limites quant à sa fiabilité. En effet, les données couramment utilisées sont issues des collections historiques récoltées suivant plusieurs buts, par différents récolteurs et selon des techniques d'échantillonnage non uniformes. Ceci introduit un biais dans l'identification des zones prioritaires de conservation de la biodiversité parce que l'échantillonnage n'a pas été standardisé sur l'ensemble de la région considérée.

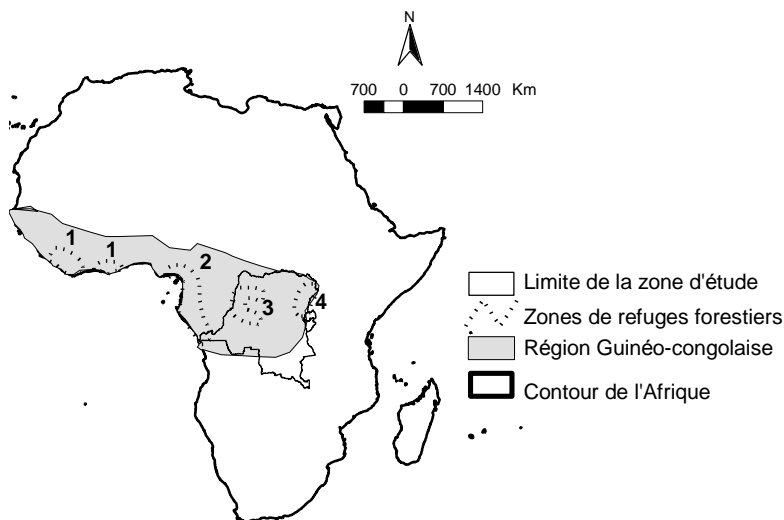


Fig. 8: Carte montrant la répartition actuelle des refuges forestiers de l'Afrique et la région Guinéo-congolaise (1: le Refuge de Haute Guinée, 2: le Refuge Camerouno- Gabonais, 3: le Refuge du bassin du Congo, 4: le Refuge des montagnes de l'Est de la R. D. Congo (Maley 1996b).

Les zones caractérisées par une forte intensité d'échantillonnage apparaissent le plus souvent riches en espèces et par conséquent contiennent plus d'espèces endémiques (Murray-Smith et al. 2009). Des études complémentaires faites à des échelles spatiales différentes et sur plusieurs groupes taxonomiques sont nécessaires pour confirmer la concordance spatiale observée entre la diversité spécifique et la présence des espèces endémiques.

5. CONCLUSION

Cette étude montre que la diversité observée des Caesalpinioideae et Mimosoideae de l'Afrique Centrale est liée à l'effort d'échantillonnage. Les zones les plus prospectées sont les plus diversifiées et sont localisées à proximité des principales villes. Nos résultats confirment également la présence des espèces endémiques dans les zones de diversité spécifique.

Les zones où la richesse spécifique coïncide avec la présence des espèces endémiques sont potentiellement prioritaires pour la conservation. Pour conserver le maximum de diversité, il est judicieux de tenir compte d'autres zones de diversité en plus de celles caractérisées par une grande concentration de la richesse spécifique et des espèces endémiques.

6. REMERCIEMENTS

Nous remercions la Coopération Technique Belge (CTB) et le Fonds Meurs-François pour leur appui financier. Les remerciements sont adressés également au personnel du Jardin Botanique National de Belgique (BR) et au curateur de l'Herbarium de l'Université Libre de Bruxelles (BRLU) pour avoir permis l'accès à leurs collections.

BIBLIOGRAPHIE

- Alfonso, G. & Elmonte, G. (2011) Calanoida (*Crustacea copepoda*) from the inland waters of Apulia (south-eastern Italy). *Journal of Limnology*, 70(1): 57-68.
- Anderson, S. (1994) Area and endemism. *The Quarterly Review of Biology*, 69: 451-471.
- Araújo, M.B. (2002) Biodiversity Hotspots and Zones of Ecological Transition. *Conservation Biology*, 16 (6): 1662-1663.
- Bamps, P. (1982) Flore d'Afrique Centrale (Zaire-Rwanda-Burundi): Répertoire des lieux de récolte. Jardin Botanique National de Belgique, Meise.
- Cavieres, L.A., Arroyo, M.T.K., Posadas, P., Marticorena, C., Matthei, O., Rodriguez, R., Squeo, F.A. & Arancio, G. (2002) Identification of priority areas for conservation in an arid zone: application of parsimony analysis of endemism in the vascular flora of the Antofagasta region, northern Chile. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1301-1311.
- Cicuzza, D., Kessler, M., Pitopang, R., Tjitrosoedirdjo, S.S. & Robbert, Gradstein, S. (2010) Terrestrial herb communities of tropical submontane and tropical montane forests in Central Sulawesi, Indonesia. Tschardtke T. et al. (eds.), *Tropical Rainforests and Agroforests under Global Change. Environmental Science and Engineering*, 377-390.
- Coddington, J.A., Agnarsson, I., Miller, J.A., Kuntner, M. & Hormiga, G. (2009) Undersampling bias: the null hypothesis for singleton species in tropical arthropod surveys. *Journal of Animal Ecology*, 78: 573-584.
- Colwell, R.K. & Coddington, J.A. (1994) Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of Royal Society B*, 345: 101-118.
- Colwell, R.K. (2005) Estimate S: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5.2 (<http://purl.oclc.org/estimates>).
- Dajoz R. (2006) Précis d'écologie. 8^e édition. Dunod, Paris, France.
- Droissart V. (2009) Etude taxonomique et biogéographique de plantes endémiques d'Afrique Centrale atlantique: le cas des Orchidaceae. Thèse, Faculté des Sciences, Université Libre de Bruxelles, Belgique.
- Dufrêne M. (2007) Evaluation des biais d'échantillonnage dans les analyses des régressions/extensions dans les Atlas de répartition. Actes du colloque GEOFLORE 2007. Cartographie de la flore, de la végétation et des milieux. 1997-2007 - Dixième anniversaire de Floraine. Lorraine, France.
- Estrella, M., Cabezas, F., Aedo, C. & Velayos, M. (2005) Checklist of the Mimosoideae (Leguminosae). Flora Equatorial Guinea (Annobon, Bioko, Rion Muni). *Belgian Journal of Botany*, 138(1): 11-23.
- Estrella, M., Cabezas, F., Aedo, C. & Velayos, M. (2007) Checklist of the Caesalpinioideae (Leguminosae) of Equatorial Guinea (Annobon, Bioko and Río Muni). *Botanical Journal of the Linnean Society*, 151: 541-562.
- Figueiredo, E., Smith G.F. & Cesar J. (2009) The flora of Angola: first record of diversity and endemism. *Taxon*, 58(1): 233-236.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L.V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro-Junior, M.A., da Silva, M.N.F., da Silva Motta, C. & Peres, C.A. (2008) The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters*, 11: 139-150.
- Gilbert, G. & Boutique, R. (1952) Mimosaceae. In Flore du Congo Belge & Rwanda-Urundi. Spermatophyte. I.N.E.A.C Bruxelles, Belgique. Volume 3.
- Gotelli, N. & Colwell, R.K. (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4: 379-391.
- He, F. & Legendre, P. (1996) On Species-Area Relations. *The American Naturalist*, 148 (4): 719-737.
- Herzog, S.K., Kessler, M. & Cahill, T.M. (2002) Estimating species richness of tropical bird communities from rapid assessment data. *The Auk*, 119: 749-769.
- Hortal, J., Borges, P.A.V & Gaspar, C. (2006) Evaluating the performance of species richness estimators: sensitivity to sample grain size. *Journal of Animal Ecology*, 75: 274-287.
- IUCN. (2001) IUCN Red List categories and criteria: version 3.1. Gland, Switzerland and Cambridge, U.K., Species Survival Commission, IUCN.

- Jansson, R. (2003) Global patterns in endemism explained by past climatic change. *Proceedings of the Royal Society B*, 270: 583-590.
- Kaaser, M.J. & Katherine, K.L. (2009). Estimating total plant species richness in depressional wetlands in the longleaf pine ecosystem. *Wetlands*, 29(3): 866-874.
- Kallimanis, A.S., Bergmeier, E., Panitsa, M., Georghiou, K., Delipetrou, P. & Dimopoulos, P. (2010) Biogeographical determinants for total and endemic species richness in a continental archipelago. *Biodiversity and Conservation*, 19: 1225-1235.
- Klopper, R.R., Chatelain, C., Baaninger, V., Habashi, C., Steyn, H.M., De Wet, B.C., Arnold T.H., Gautier L., Smith, G.F. & Spichiger R. (2006) Checklist of the Flowering Plants of Sub-Saharan Africa. Pretoria, *Southern African Botanical Diversity Network Report N° 42*.
- Koffi, K.J., Champluvier, D., Robbrecht, E., El Bana, M., Rousseau, R. & Bogaert, J. (2008) Acanthaceae species as potential indicators of phytogeographic territories in central Africa. In: A. Dupont & H. Jacobs (eds.) *Landscape Ecology Research Trends*. Nova Science. Publishers, ISBN 978-1-60456-672-7.
- Küper, W., Sommer, J.H., Lovett, J.C. & Barthlott, W. (2006) Deficiency in African plant distribution data-missing pieces of the puzzle. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 150: 355-368.
- Laghmouth, M. & Hardy, B. (2008) Carte de l'occupation du sol de la République Démocratique du Congo. Musée Royal de l'Afrique Centrale, Tervuren, Belgique.
- Leal, M.E. (2009) The past protecting the future locating climatically stable forests in West and Central Africa. *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 1 (1): 92-99.
- Lebrun, J.P. & Stork, A.L. (2008) Tropical African Flowering plants. Ecology and distribution. Mimosaceae-Fabaceae. Volume III. Conservatoire et Jardin Botanique de la ville de Genève, Suisse.
- Lewis, G., Schrire, B., Mackinder, B. & Lock, M. (2005) Legumes of the world. *Royal Botanical Garden, Kew*.
- Linder, H.P. (2001) Plant diversity and endemism in sub-Saharan tropical Africa. *Journal of Biogeography*, 28: 169-182.
- Linder, H.P., Lovett, J., Mutke, J.M., Barthlott, W., Jürgens, N., Rebelo, T. & Küper, W. (2005) A numerical re-evaluation of the sub-Saharan phytochoria of mainland Africa. *Biologische Skrifter*, 55: 229-252.
- Lock, J.M. (1989). Legumes of Africa: a check list. *Royal Botanic Gardens, Kew*.
- Longino, J.T., Coddington, J. & Colwell, R.K. (2002) The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. *Ecology*, 83(3): 689-702.
- Magurran, A.E. (2004) Measuring biological diversity. Blackwell Science, Oxford, UK.
- Maley, J. (1996a) Le cadre paléoenvironnemental des refuges forestiers africains: quelques données et hypothèses. In: Van der Maesen, L.J.G., Van der Burgt, X.M. & Van Medenbach De Rooy, J.M. (eds.) *The Biodiversity of African Plants*, pp. 519-535. Proceedings XIVth AETFAT Congress. 22-27 August 1994, Wageningen, *The Netherlands*.
- Maley, J. (1996b) The African rain forest: main characteristics of changes in vegetation and climate from the Upper Cretaceous to the Quaternary. In Alexander I.J., Swaine M.D., Watling R. (eds.): *Essays on the ecology of the Guinea-Congo rain forest. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*, 104B: 31-73.
- Margules, C.R. & Usher, M.B. (1981) Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. *Biological Conservation*, 21: 79-109.
- Margules, C.R. & Pressey, R.L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.
- Melo, A.S. (2004). A critique of the use of jackknife and related non-parametric techniques to estimate species richness. *Community ecology*, 5(2): 149-157.
- Murray-Smith, C, Brummitt, N.A, Oliveira-Filho, A.T, Bachman, S, Moat J, Lughadha, E.M, Lucas, E.J. (2009) Plant diversity hotspots in the Atlantic coastal forests of Brazil. *Conservation Biology*, 23(1): 151-163.
- Myers, N. (1990) The biodiversity challenge: Expanded hot spots analysis. *The Environmentalist*, 10(4): 243-256.
- Myers, N., Mittermeier, R.A, Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.
- Ndayishimiye, J., Lejoly, J. & Bigendako, M.J. (2007) État des lieux des connaissances sur la diversité floristique des Mimosoideae de l'Afrique Centrale (Burundi, République Démocratique du Congo et Rwanda). *Taxonomia*, 23: 1-7.
- Ndjele, M.B. (1988) Les éléments phytogéographiques endémiques dans la flore vasculaire du Zaïre. Thèse, Faculté des Sciences, Université Libre de Bruxelles, Belgique.
- Ntovenimana, R. & Gu, Y. (2008) Anthropogenic Impacts on Protected Area of Burundi. Case Study of Ruvubu National Park. *The Journal of American Science* 4(2): 26-33.
- Peterson, A.T, Navarro-Sigüenza, A.G & Benítez-Díaz, H. (1998) The need for continued scientific collecting: a geographic analysis of Mexican bird specimens. *Ibis*, 140: 288-294.
- Phiri, P.S.M. (2005) A checklist of Zambian vascular plants. *Southern African Botanical Diversity Network Report N°32*. SABONET, Pretoria.

- Prance, G.T., Beentje, H., Dransfield, J. & Johns, R. (2000) The tropical flora remains undercollected. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 87: 67-71.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H., Eversham, B.C. & Gibbons, D.W. (1993) Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature*, 365: 335-337.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M. & Lawton, J.H. (1999) The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology*, 13: 484-492.
- 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. *Trends in Ecology and Evolution*, 8: 124-128.
- Reddy, S. & Dávalos, M.L. (2003) Geographical sampling bias and its implications for conservation priorities in Africa. *Journal of Biogeography*, 30: 1719-1727.
- Reid, W.V. (1998) Biodiversity hotspots. *Tree*, 13: 275-280.
- Ricketts, T.H. (2001) Aligning conservation goals: are patterns of species richness and endemism concordant at regional scales? *Animal Biodiversity and Conservation*, 24(1): 91-99.
- Rietkerk, M., Ketner, P. & De Wilde, J.J.F.E. (1996) Caesalpinioideae and the study of forest refuges in central Africa. In van der Maesen L.J.G., van der Burgt X.M. et van Medenbach de Rooy J.M. (eds.). *The biodiversity of African plants*, pp. 618-623. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- Rivadeneira, M.M. (2010) On the completeness and fidelity of the quaternary bivalve record from the temperate pacific coast of South America. *Palaios*, 25: 40- 45.
- Robbrecht, E. (1996) Geography of African Rubiaceae with reference to glacial rain forest refuges. In: Van der Maesen, L.J.G., Van der Burgt, X.M. & Van Medenbach De Rooy, J.M. (eds.). *The Biodiversity of African Plants*. pp. 564-581. Proceedings XIVth AETFAT Congress 22 - 27 August 1994, Wageningen, Netherlands.
- Rutagarama E. & Martin A. (2006). Partnerships for protected area conservation in Rwanda. *The Geographical Journal*, 172(4): 291-305 ».
- Schouten, M.A., Verweij, P.A, Barendregt, A., Kleukers, R.M.J.C, Kalkman, V.J. & de Ruiter, P.C. (2009) Determinants of species richness patterns in the Netherlands across multiple taxonomic groups. *Biodiversity and Conservation*, 18: 203-217.
- Schrire, B.D., Lewis, G.P. & Lavin, M. (2005) Biogeography of the Leguminosae. In Lewis G., Schrire B., Mackinder B. & Lock M. (eds.): *Legumes of the World*. *Royal Botanic Gardens, Kew*, pp. 21-54.
- Soares, M., Abreu, J., Nunes, H., Silveira, P., Schrire, B. & Figueiredo, E. (2007) The Leguminosae of Angola: diversity and endemism. *Systematics and Geography of Plants*, (77): 141-212.
- Soberón, J. & Llorente, J.B. (1993) The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7: 480-488.
- Soberón, J., Jiménez, R., Golubov, J. & Koleff, P. (2007) Assessing completeness of biodiversity databases at different spatial scales. *Ecography*, 30: 152-160.
- Sørensen, L.L., Coddington, J. & Scharff, N. (2002) Inventorying and Estimating Subcanopy Spider Diversity Using Semiquantitative Sampling Methods in an Afrotropical Forest. *Environmental Entomology*, 31(2): 319-330.
- Sosef, M.S.M. (1996) Refuge begonias: Taxonomy, phylogeny and historical biogeography of *Begonia* sect. *Loasibegonia* and sect. *Scutobegonia* in relation to glacial rain forest refuges in Africa. *Wageningen Agricultural University Papers*, 94(1): 1-306.
- Sosef, M.S.M., Wieringa, J.J., Jongkind, C.C.H., Achoundong, G., Azizet Issembé, Y., Bedigian, D., Van Den Berg, R.G., Breteler, F.J., Cheek, M., Degreef, J., Faden, R., Gereau, R.E., Goldblatt, P., Van Der Maesen, L.J.G., Ngok Banak, L., Niangadouma, R., Nzabi, T., Nziengui, B., Rogers, Z.S., Stévant, T., Taylor, C.M., Van Valkenburg, J.L.C.H., Walters, G. & De Wilde, J.J.F.E. (2006) Checklist des plantes vasculaires du Gabon. *Scripta Botanica Belgica*, 35.
- Walther, B.A. & Moore, J. (2005) The concepts of bias, precision and accuracy, and their use in testing the performance of species richness estimators, with a literature review of estimator performance. *Ecography*, 28: 815-829.
- White, F. (1979) The Guineo-Congolian region and its relationships to other phytochoria. *Bulletin du Jardin Botanique National de Belgique*, 49: 11-55.
- White, F. (1983) The vegetation of Africa: a descriptive memoir to accompany the Unesco/Aetfat. Unesco vegetation map of Africa. Natural Resources Research n°20. Unesco. Paris, France.
- Whittaker, R.J., Willis, K.J. & Field, R. (2001) Scale and species richness: towards a general, hierarchical theory of species diversity. *Journal of Biogeography*, 28: 453-470.
- Wilczek, R., Léonard, J., Hauman, L., Hoyle, A.C., Steyaert, R., Gilbert, G. & Boutique, R. (1952). Caesalpinioideae. In *Flore du Congo Belge et du Ruanda-Urundi*. Volume 3. Institut National pour l'Etude Agronomique du Congo Belge (INEAC), Bruxelles, Belgique.
- Williams M. (2000). Dark ages and dark areas: global deforestation in the deep past. *Journal of Historical Geography*, 26(1): 28-46.