

Facteurs déterminant l'abondance de *Sericostachys scandens* (Amaranthaceae) dans le Parc National de la Kibira au Burundi

Richard Habonayo^{1,2}, Akomian Fortuné Azihou³, Gbèwonmèdéa Hospice Dassou¹, Aristide Cossi Adomou¹, Bernadette Habonimana²

¹Université d'Abomey-Calavi, Faculté des Sciences et Techniques, Laboratoire de Botanique et Ecologie Végétale, 01 B.P 4521 Cotonou, République du Bénin

²Université du Burundi, Faculté d'Agronomie et de Bio-Ingénierie, B.P 2940 Bujumbura-Burundi

³Université d'Abomey-Calavi, Faculté des Sciences Agronomiques, Laboratoire d'Ecologie Appliquée, 01 BP 526 Cotonou, République du Bénin

Auteur pour les correspondances: Habonayo Richard (E-mail: habonayorichard@gmail.com, Téléphone: +229 62 94 10 78)

Mots-clés: Altitude, lisière, couvert arboré, *Sericostachys scandens*.

Key-words: Altitude, edge, canopy cover, *Sericostachys scandens*.

1 RÉSUMÉ

L'invasion biologique est une menace majeure sur la conservation de la diversité biologique. La présente étude a pour objectif principal de déterminer les facteurs qui influencent l'abondance de *Sericostachys scandens* Gilg & Lopr. (Amaranthaceae), une liane envahissante dans le Parc National de la Kibira (PNK) au Burundi. Les données ont été collectées dans 100 placeaux de 50 m × 50 m, répartis équitablement entre le milieu envahi par cette liane et celui qui ne l'est pas, où tous ses individus ayant un dbh ≥ 1 cm ont été mesurés à 1,30 m à partir du sol. La comparaison des facteurs en fonction de l'invasion ou non et du versant a été réalisée à l'aide du test de Wilcoxon, l'analyse de la variance et le test exact de Fisher. Leur effet sur l'abondance de la liane a été évalué par une régression multiple sur les données de comptage. Les résultats ont permis d'identifier la distance à la lisière de la forêt, le couvert arboré et l'altitude comme variables influençant significativement l'abondance de *S. scandens* ($p = 0,025$, $p < 0,0001$ et $p = 0,022$ respectivement). La densité de *S. scandens* diminue au fur et à mesure que l'on évolue de la lisière vers le cœur de la forêt ou que l'on monte en altitude ou encore avec les milieux où le couvert arboré est fermé. L'étude conclut que les perturbations essentiellement anthropiques sont à l'origine de l'expansion de *S. scandens* dans le PNK. Les gestionnaires du PNK devraient renforcer les patrouilles pour prévenir ou réduire les actions perturbatrices directes de l'homme.

ABSTRACT

The biological invasion is a major threat on the conservation of the biodiversity. The main objective of the study is to analyse the factors that influence the abundance of the invasive liana *Sericostachys scandens* Gilg & Lopr. (Amaranthaceae) in Kibira National Park, Burundi. The sampling of this liana was carried out at the scale of the park considering the invasion level and intensity on the one hand and the altitude on the other hand. The data were collected within plots of 50 m × 50 m each, evenly distributed over the invaded areas and the non-invaded ones. Within each plot, individuals with dbh ≥ 1 cm were targeted,

counted, and their diameter at breast height (dbh) measured at 1.30 m above the ground. A total of 100 plots were surveyed. The comparison of the factors according to the invasion or not and the exposition has been carried out using the test of Wilcoxon, the analysis of variance and the exact test of Fisher. Their effect on the abundance of the liana was evaluated by a multiple regression on number of individual of *S. scandens*. The results identified the distance to the forest edge, the canopy cover and the altitude as variables influencing significantly the abundance of *S. scandens* ($p = 0,025$, $p < 0.0001$ and $p = 0.022$ respectively), the canopy cover remaining the major factor whose influence is enormous. The density of *S. scandens* decreased with the increase of the distance from forest edge to the forest interior or with the increase of the altitude. Its density decreased also with increasing of the canopy cover. It turns out from this study that the human disturbances were the causing factor of the expansion of this invading liana. The managers of Kibira National Park should strengthen patrols to prevent or reduce human disturbance actions.

2 INTRODUCTION

Les lianes, plantes grimpantes ligneuses, représentent une partie importante des écosystèmes forestiers (Botosso *et al.*, 2005). Bien qu'elles se trouvent dans pratiquement tous les types de climat et de communautés végétales où il y a des arbres pour les soutenir, celles-ci sont particulièrement plus abondantes dans les forêts tropicales (Schnitzer *et al.*, 2014; Schnitzer *et al.*, 2015). Plusieurs études ont montré que les lianes jouent un rôle vital dans plusieurs aspects de la dynamique des forêts, notamment en ralentissant la croissance des arbres (Botosso *et al.*, 2005; Schnitzer *et al.*, 2014), en augmentant leur mortalité (Schnitzer et Bongers, 2002; Grauel et Putz, 2004; Siebert, 2005; Schnitzer, 2015) et en ralentissant ou en supprimant la régénération forestière dans les trouées où elles couvrent entièrement le sol (Schnitzer *et al.*, 2000; Toledo-Aceves et Swaine, 2008). Beaucoup de lianes sont capables de se développer d'un arbre à l'autre et ainsi augmentent la résistance globale de la forêt aux vents violents en liant les arbres les uns aux autres (Parren, 2003). Mais, en conséquence, lorsqu'un grand arbre émergent s'abat, il entraîne inévitablement d'autres sujets plus petits (Bongers *et al.*, 2002). Pour bien comprendre la dynamique des lianes, de nombreuses études ont tenté de déterminer les facteurs qui régissent la diversité et la structure

des lianes dans les forêts tropicales. Plusieurs facteurs tels que la structure forestière (Homeier *et al.*, 2010; Malizia *et al.*, 2010), les précipitations moyennes annuelles et la saisonnalité (DeWalt *et al.*, 2010), les perturbations des écosystèmes forestiers (Addo-Fordjour *et al.*, 2013; Ledo et Schnitzer, 2013; Schnitzer, 2015), la texture et la fertilité du sol (Malizia *et al.*, 2010; Addo-Fordjour *et al.*, 2013), la pente (Senbeta *et al.*, 2005; Homeier *et al.*, 2010; Malizia *et al.*, 2010), l'exposition (Laurance *et al.*, 2001; Malizia *et al.*, 2010), l'humidité du sol (Malizia *et al.*, 2010), l'altitude (Parthasarathy *et al.*, 2004; Senbeta *et al.*, 2005; Masumbuko, 2011), le couvert arboré (Babweteera *et al.*, 2000; Schnitze *et al.*, 2004; Senbeta *et al.*, 2005) et l'effet de lisière (Laurance *et al.*, 2001; Schnitzer et Bongers, 2011; Magrach *et al.*, 2014; Mohandass *et al.*, 2014) ont émergé de ces études, les perturbations forestières demeurant un facteur majeur dont les effets sont énormes (Schnitzer et Bongers, 2002). Un exemple concret des lianes aux conséquences spectaculaires et catastrophiques dans les forêts tropicales africaines est celui de *Sericostachys scandens* Gilg & Lopr. (Amaranthaceae) (Figure 1), une liane largement distribuée dans les zones montagneuses de l'Afrique centrale et orientale (Masumbuko, 2011).



Figure 1. Jeunes individus de *Sericostachys scandens* en prolifération dans une trouée du Parc National de la Kibira. Photo Habonayo R, 2017.

Le constat de l'expansion de *S. scandens* a été fait dans la plupart des forêts de montagnes de la République Démocratique du Congo, du Rwanda, de l'Ouganda, du Kenya et du Burundi (Dhetchuvi et Gakwavu, 2006). La liane grimpe sur les arbres et les couvre entièrement. Certains de ses hôtes meurent par étouffement. Cette liane couvre de nombreuses clairières dans lesquelles la régénération de la forêt est compromise (Liengola, 2008; Scholte *et al.*, 2010; Masumbuko, 2011). Au Burundi, dans le Parc National de la Kibira (PNK), en plus des actions perturbatrices directes de l'homme comme l'exploitation forestière illicite des essences autochtones de valeur, la coupe de

bois de chauffage, le défrichage pour l'installation des cultures, le pacage du bétail, les feux de végétation, l'exploitation des mines et des carrières et des produits forestiers non ligneux (Nzigidahera, 2007; Habonimana *et al.*, 2011; Habonayo et Ndiokubwayo, 2012) (Figure 2), des transformations du couvert végétal dues à *S. scandens* ont été rapportées (Habonimana *et al.*, 2011; MEEATU, 2013; Bangirinama et Ndayishimiye, 2014). Par ailleurs, l'expansion de *S. scandens* dans les forêts est signalée dans les sites qui ont connu des perturbations humaines (Iyomi, 2005; Masumbuko, 2011).



Figure 2. Destruction des arbres du Parc National de la Kibira à travers l'exploitation minière. Photo Habonayo R, 2017.

Selon MEEATU (2013), *S. scandens* constitue une menace particulière contre la biodiversité du PNK autant que la déforestation; en se développant, elle couvre toutes les autres

espèces, surtout ligneuses (les grands arbres), les étouffent en les empêchant d'accéder à la lumière et ces dernières finissent par sécher et tomber (Figure 3).



Figure 3. Dégâts de *Sericostachys scandens* sur les arbres du PNK. La liane grimpe jusqu'au sommet des grands arbres et les couvre entièrement et ainsi les étouffe. Ses hôtes finissent par sécher et tomber. Photo Habonayo R, 2017.

En raison de l'importance du caractère invasif de *S. scandens*, il est indispensable d'identifier les facteurs qui influencent son abondance dans le PNK pour pouvoir définir les stratégies de prévention ou d'atténuation de ses impacts nuisibles sur les arbres hôtes. Cela est d'autant plus intéressant que le PNK, le plus grand massif forestier du Burundi, n'a pas encore bénéficié d'attention dans ce genre de recherche. Afin d'atteindre cet objectif, l'hypothèse suivante a été formulée: les zones envahies et les zones non envahies étant en mosaïque, il est probable que l'invasion soit

3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

3.1 Milieu d'étude : Le PNK est situé au nord-ouest du Burundi sur la crête Congo-Nil (Figure 4). Il constitue le principal massif forestier du pays et s'étend de Bugarama au sud jusqu'à la frontière avec le Rwanda, au nord sur une longueur de plus ou moins 80 km et une largeur moyenne de 8 km. Sa superficie est d'environ 40.000 ha (Krug, 1993). Il s'étend sur quatre provinces, à savoir Bubanza et Cibitoke à l'ouest d'une part et Muramvya et Kayanza à l'est d'autre part (Nzigidahera *et al.*, 2002). Il se localise entre 2°36'52" et 3°17'08" de latitude Sud et entre 29°13'31" et 29°39'09" de longitude Est. Son altitude varie entre 1600 et 2666 m (Arbonier, 1996). Selon Gourlet (1986), le PNK est subdivisé en quatre blocs ou secteurs: Teza (5794 ha), Rwegura (12424 ha), Mabayi (6359 ha) et Musigati (15424 ha). Le relief du PNK est caractérisé par des pentes vives de part et d'autre de la Crête Congo-Nil, davantage marquées sur le versant occidental (INECN, 1992). La ligne de crête délimite deux bassins versants communément appelés «Bassin du Nil» à l'est et «Bassin du Congo» à l'ouest (Lewalle, 1972).

Le climat du PNK est de type tropical d'altitude à tendance tempérée marqué par son caractère montagnard. Les températures moyennes sont les plus basses du pays, variant entre 14 et 20°C selon l'altitude (Krug, 1993). La température moyenne mensuelle enregistrée à la station météorologique de Rwegura au cours des années 1986 à 2015 est de 16,4°C. Les températures les plus basses s'observent

plus déterminée par le microenvironnement (altération du couvert arboré, effet de lisière) que les facteurs écologiques remarquables du milieu (pente, altitude, texture du sol). Les objectifs spécifiques suivants ont été fixés afin de pouvoir tester cette hypothèse: (1) comparer les facteurs du milieu (altitude, pente, texture du sol et couvert arboré) en fonction de l'invasion et du versant, (2) évaluer l'effet des facteurs écologiques (altitude, texture du sol, pente, exposition, couvert arboré) et de lisière sur l'abondance de *S. scandens*.

généralement durant les mois de juin (15,9°C) et juillet (16°C) et c'est le mois de septembre qui est le plus chaud de l'année avec une moyenne de 17°C (données recueillies à l'Institut Géographique du Burundi: IGEBU).

C'est sur la crête Congo-Nil que l'on enregistre les pluviométries annuelles les plus importantes du Burundi: plus de 2000 mm d'eau à Ndora (Ouest de Rwegura) et Mabayi et plus de 1800 mm sur le reste du parc. Les pluies tombent de septembre à mai avec une petite saison sèche peu marquée en janvier-février avec respectivement 150 et 179 mm d'eau. La saison sèche s'étale sur 3 mois (juin, juillet, août). L'humidité se situe entre 60 et 90 % pendant toute l'année mais reste généralement proche de la moyenne évaluée à 75 %. Le flanc ouest est le plus chaud et plus humide que le versant Oriental car il bénéficie des courants d'air en provenance de l'Est. Les brouillards sont fréquents en altitude, surtout dans les vallées (IGEBU, 2001). A l'ouest du PNK, les sols sont argileux et faiblement ferrallitiques. Sur le versant Est, deux zones de sols sont identifiées: les lithosols (Nord de Teza) et les endosols (dans la région de Teza). (Cazenave-Piarrotet *et al.*, 1979).

Le PNK est situé dans le district afro-montagnard qui coïncide avec la partie montagneuse du pays (Lewalle, 1972). La flore du PNK compte 644 espèces végétales (Nzigidahera, 2007). Lewalle (1972) distingue dans cette zone de végétation trois horizons en fonction des critères écologiques, floristiques et

phytogéographiques: (i) horizon inférieur compris entre 1600 et 1900 m d'altitude caractérisé par une forte densité et l'intrication des strates arborescentes dont les arbres peuvent atteindre 25 m de hauteur; (ii) horizon moyen allant de 1900 à 2250 m d'altitude correspondant à la véritable forêt constituée

d'arbres atteignant 30 m et parfois 40 m de hauteur et (iii) horizon supérieur (2250 m à 2450 m) où se développe une forêt composée d'arbres atteignant 15 m de haut sauf quelques individus exceptionnels pouvant atteindre 25 m de haut.

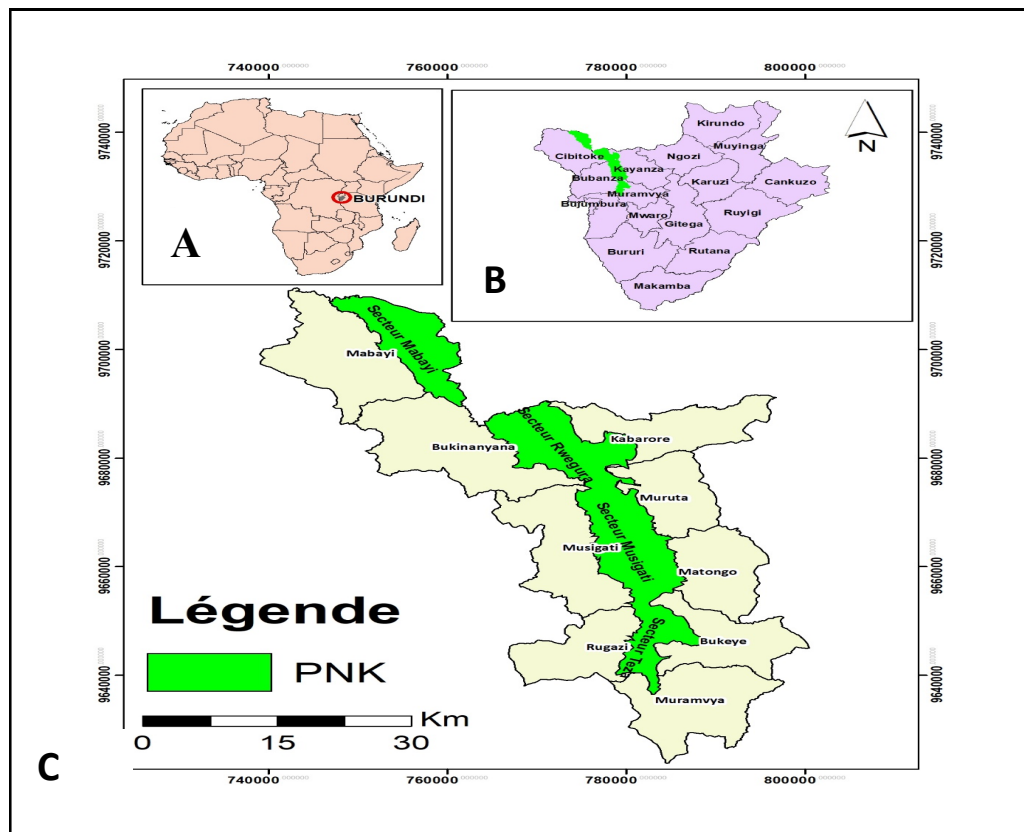


Figure 4. Localisation du Parc National de la Kibira (PNK): (A) localisation du Burundi par rapport à l'Afrique, (B) localisation du PNK au Burundi, (C) localisation des secteurs du PNK par rapport aux communes administratives du Burundi qui couvrent ce parc.

3.2 Collecte des données :

L'échantillonnage de *S. scandens* a été réalisé dans les 4 secteurs du PNK en considérant les 2 bassins versants (bassin du Nil et bassin du Congo) et les 3 niveaux d'altitude (de 1600 à 1900 m, de 1900 à 2250 m et de 2250 à 2450 m) correspondant aux 3 horizons de la zone de végétation du PNK. Les observations de terrain ont permis de noter l'absence du niveau d'altitude allant de 1600 à 1900 m du côté bassin versant du Nil. Par conséquent, 5 niveaux d'altitude sur l'ensemble des 2 bassins

versants ont été considérés. Dans chaque niveau d'altitude, les données ont été collectées dans 20 placeaux, mesurant chacun 0,25 ha (50 m × 50 m) (DeWalt *et al.*, 2006), soit au total 100 placeaux équitablement répartis entre le milieu envahi par *S. scandens* et celui qui ne l'est pas. Dans chaque placeau, tous les individus de *S. scandens* ayant un dbh ≥ 1 cm ont été inventoriés et leurs diamètres mesurés, à l'aide d'un mètre ruban, suivant le protocole standard proposé par Gerwing *et al.* (2006) (Figure 5).

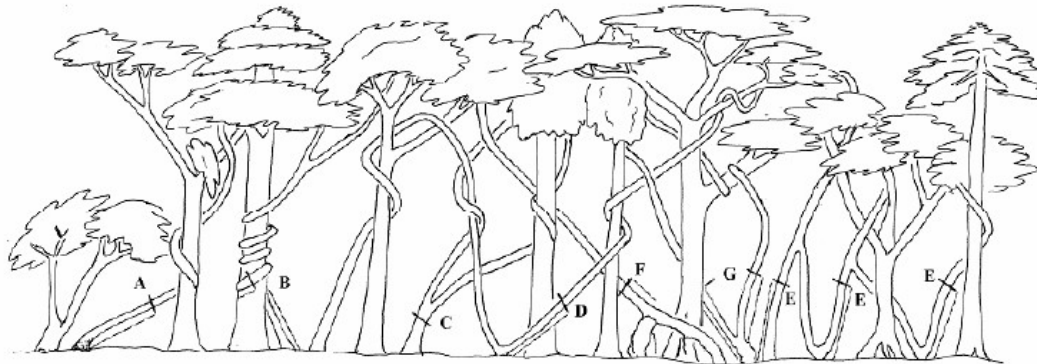


Figure 5. Points de mesure du diamètre des lianes: (A) les lianes qui grimpent tout droit dans la canopée sont mesurées à 130 cm le long de la tige principale à partir du point d'enracinement; (B) les lianes volubiles sont mesurées à 130 cm du point d'enracinement le long de la tige; (C) les lianes qui se ramifient avant 130 cm de long à partir du point d'enracinement sont mesurées à 20 cm en dessous du point de ramification; (D) les lianes qui se ramifient au niveau du sol avant de grimper dans la canopée sont mesurées en ignorant la ramification et en mesurant une branche comme au point (A) à 130 cm le long de la tige à partir du point d'enracinement; (E) le diamètre est mesuré au point (D), en considérant chaque branche ascendante feuillue; (F) les lianes avec des racines adventives (échasses) à plus de 80 cm du point d'enracinement sont mesurées à 50 cm depuis la dernière racine; (G) les lianes qui se ramifient en dessous mais avec une tige principale très irrégulière ou qui se ramifie près du sol, les branches sont mesurées séparément à 130 cm (Gerwing *et al.*, 2006).

Afin de faciliter l'inventaire de la liane, à l'intérieur des placeaux, des sous-placeaux de 10 mètres de côté ont été délimitées (Parthasarathy et Padaki, 2000; Muthuramkumar et Parthasarathy, 2001). Pour chaque placeau, les coordonnées géographiques et l'altitude sont prises au centre du placeau; la pente (mesurée en considérant le sens où elle est la plus grande) et la texture du sol ont été déterminées. Les coordonnées géographiques ont été prises à l'aide du GPS Garmin 76 et la pente a été mesurée au moyen du clinomètre Suunto. La texture du sol a été déterminée sur base de la carte pédologique numérisée du Burundi au 1/50.000 (Tessens *et al.*, 1991) disponible à l'Institut des Sciences Agronomiques du Burundi. Signalons également que le niveau de dégradation de chaque placeau a été estimé visuellement en termes de pourcentage du couvert arboré et de traces d'activités anthropiques (coupe d'arbres, feux de végétation, ramassage de la litière, etc.). Aussi, des renseignements selon lesquels le site avait été défriché pour y installer des cultures ont été recueillis auprès des gardes forestiers. Sur base des coordonnées géographiques, la

distance minimale entre chaque placeau et la lisière de la forêt a été également déterminée à l'aide du logiciel ArcGIS 10.2.2.

3.3 Traitement des données

3.3.1 Comparaison des facteurs environnementaux :

Le but de cette comparaison est de caractériser les facteurs considérés en fonction de l'invasion (milieu envahi et milieu non envahi) et du versant (Congo et Nil). Ainsi, les tests utilisés sont:

- i) Le test de Wilcoxon pour la comparaison de l'altitude et le couvert arboré;
- ii) L'analyse de la variance à 2 critères (bassin versant et milieu) pour la comparaison de la pente;
- iii) Le test exact de Fisher pour vérifier l'indépendance entre la texture du sol et l'exposition (Nil et Congo).

Avant d'appliquer ces tests, la normalité des données a été vérifiée à l'aide du test de normalité de Shapiro-Wilk (Sherrer, 2007). Ces analyses statistiques ont été réalisées au moyen du logiciel R version 3.4.2 (R Core Team, 2017). Le seuil de significativité considéré était de 5%.

3.3.2 Evaluation de l'effet des facteurs environnementaux et de lisière sur l'abondance de *Sericostachys scandens*:

L'effet des facteurs environnementaux et de lisière sur l'abondance de *S. scandens* a été estimé par une régression multiple sur les données de comptage à l'aide du logiciel R version 3.4.2 (R Core Team, 2017). Après vérification de la

surdispersion des données, le modèle de quasi-Poisson a été identifié comme étant le plus approprié. La corrélation entre les variables indépendantes (altitude, pente, couvert arboré, distance par rapport à la lisière de la forêt) prises deux à deux a été testée afin d'éviter l'effet de colinéarité dans les modèles initiaux.

4. RÉSULTATS

4.1 Variation des facteurs écologiques dans le Parc National de la Kibira :

L'altitude moyenne variait significativement selon le versant avec des valeurs de 2089,65 m et 2246,38 m respectivement pour le versant du Congo et le versant du Nil (test de Wilcoxon, $W = 767,5$; $p = 0,002$). Par contre, la différence entre l'altitude moyenne des milieux envahis et ceux non envahis n'est pas significative (test de Wilcoxon, $W = 1256$; $p = 0,970$) et s'élève respectivement à 2152,60 m et 2152,08 m. Les résultats de l'analyse de la variance réalisée sur la pente ont montré que l'interaction entre le versant et l'invasion n'est pas significative ($P = 0,680$; Tableau 1). Ainsi, l'effet du versant sur la pente ne varie pas selon l'invasion ou non du milieu. La pente varie significativement entre les deux versants ($P = 0,003$). La pente moyenne atteint 43,90 % sur le versant du Congo contre

34,25 % pour le versant du Nil. En revanche, la pente ne varie pas entre les milieux envahis et les milieux non envahis. De même, sur les deux versants du Congo et du Nil, la variation de la texture du sol était indépendante de la dichotomie milieux envahis versus milieux non envahis (test exact de Fisher, $P = 0,895$ pour le versant du Congo, $P = 1$ pour le versant du Nil).

Le couvert arboré ne varie pas d'un versant à l'autre (test de Wilcoxon, $W = 1185$; $p = 0,9177$) et s'établit respectivement à 59,50 % et 59,12 % respectivement pour le versant du Congo et le versant du Nil. Au contraire, le couvert arboré des milieux envahis est plus ouvert (32,4 %) que celui des milieux non envahis (86,3 %) (test de Wilcoxon, $W = 0$; $p < 0,0001$).

Tableau 1. Résultats de l'analyse de la variance montrant l'effet du versant et de l'invasion sur la pente dans le Parc National de la Kibira.

	Df	SumSq	MeanSq	F value	Pr(>F)
Versant	1	2235	2234,9	9,22	0,003
Invasion	1	19	19,4	0,08	0,778
Versant x Invasion	1	42	41,6	0,172	0,680
Residuals	96	23270	242,4		

4.2 Effet des facteurs écologiques et de la lisière sur l'abondance de *Sericostachys scandens* :

Les modèles exécutés ont permis d'identifier la distance à la lisière de la forêt, le couvert arboré et l'altitude comme variables influençant significativement l'abondance de *S. scandens* (Tableau 2). Ainsi, la pente n'est pas un prédictor de l'invasion d'un milieu par *S.*

scandens. Le modèle 1 indique que la distance à la lisière de la forêt ainsi que le couvert arboré ont un effet négatif sur l'abondance de *S. scandens*. En d'autres termes, l'abondance de *S. scandens* diminue au fur et à mesure que l'on évolue de la lisière vers le cœur de la forêt. La liane est également moins abondante dans les milieux où le couvert arboré est fermé. Le

modèle 2 met en évidence l'influence négative de l'altitude sur l'abondance de *S. scandens*. Ainsi, la liane est moins abondante au fur et à mesure que l'on monte en altitude. Enfin, le

modèle 3 indique que la variation du couvert arboré explique 100 % de la variation de l'abondance de *S. scandens*.

Tableau 2. Résultats de la régression de quasi-Poisson montrant l'effet de la distance à la lisière de la forêt, le couvert arboré et l'altitude sur l'abondance de *S. scandens* dans le Parc National de la Kibira.

	Estimate	Std.Error	t value	Pr(> t)	R ²
Modèle 1					
Constante	8,409	0,148	56,64	<0,0001	1
Distance	-0,000	0,000	-2,28	0,025	
Couvert arboré	-0,056	0,003	-16,10	<0,0001	
Modèle 2					
Constante	9,475	0,560	16,91	<0,0001	1
Altitude	-0,001	0,000	-2,32	0,022	
Couvert arboré	-0,056	0,004	-16,01	<0,0001	
Modèle 3					
Constante	8,204	0,120	68,11	<0,0001	1
Couvert arboré	-0,055	0,003	-16,03	<0,0001	

5 DISCUSSION

5.1 Effet de la texture du sol : La texture du sol n'a pas d'effet sur l'abondance de *S. scandens* dans le Parc National de la Kibira. Ce constat est cohérent avec les résultats de Laurance *et al.* (2001) et ceux de Malizia *et al.* (2010) qui ont également mis en relief l'effet non significatif de la texture du sol sur l'abondance des lianes dans les forêts amazoniennes et dans la forêt de montagne subtropicale en Argentine respectivement.

5.2 Effet de la pente : La pente n'a pas d'effet sur l'abondance de *S. scandens* dans le Parc National de la Kibira. Ces résultats corroborent ceux des autres auteurs comme Senbeta *et al.* (2005), Homeier *et al.* (2010) et Malizia *et al.* (2010) ayant conclu que la pente n'a pas d'influence sur la distribution et l'abondance des lianes dans la Réserve Biosphère de Sumaco en Equateur, dans la forêt de montagne subtropicale en Argentine et dans les forêts ombrophiles de montagnes en Ethiopie respectivement.

5.3 Effet du couvert arboré : La liane est hautement abondante en milieu ouvert qu'en

milieu fermé. Bien plus, selon le degré de dégradation forestière défini par Markku (2009) en fonction du pourcentage du couvert arboré et nos observations et informations de terrain, le milieu ouvert est perturbé. Cette abondance de *S. scandens* dans les milieux ouverts n'est pas une particularité dans le PNK. En effet, Masumbuko (2011) a trouvé que cette liane était très abondante en milieu perturbé (ouvert) qu'en milieu non perturbé (à canopée fermée) dans les forêts de montagne du Parc National de Kahuzi-Biega en République Démocratique du Congo. De même, Althof (2005) et Scholte *et al.* (2010) ont signalé que *S. scandens* figure parmi les premiers envahisseurs des milieux ouverts de la forêt ombrophile de montagne de Kakamega au Kenya et dans le Parc National de Nyungwe au Rwanda respectivement. Il est important de signaler aussi que ce comportement affiché par *S. scandens* en fonction du couvert arboré a été observé pour le cas des lianes en général. En effet, Babweteera *et al.* (2000), Schnitze *et al.* (2004) et Senbeta *et al.* (2005) ont conclu que l'abondance

de ces plantes est positivement corrélée à l'ouverture de la canopée dans la réserve forestière de Budongo en Ouganda, dans la forêt de basse terre au Cameroun et dans les forêts ombrophiles de montagne d'Ethiopie respectivement.

5.4 Effet de l'altitude : Les résultats ont montré un effet significatif et négatif de l'altitude sur l'abondance de la liane, ce qui laisse conclure que c'est dans le niveau allant de 1600 m à 1900 m où cette liane est beaucoup plus abondante. Ce constat a été également dégagé par Masumbuko (2011). En effet, en vue de déterminer le comportement de *S. scandens* suivant le gradient d'altitude, l'auteur a inventorié les individus (diamètre ≥ 1 cm) de cette liane dans trois niveaux d'altitude (bas-fond, pente et sommet). Ses résultats ont montré que son abondance est plus élevée dans les bas-fonds qu'aux sommets, ce qui traduit que l'abondance de la liane diminue avec

l'augmentation de l'altitude. Enfin, nos résultats corroborent ceux de Parthasarathy *et al.* (2004) qui ont montré que l'abondance des lianes diminue avec l'augmentation de l'altitude dans les forêts tropicales humides de la Péninsule indienne.

5.5 Effet de lisière : La lisière présente un effet négatif significatif sur l'abondance de *S. scandens* dans le PNK. L'effet de lisière sur l'abondance des lianes a été également illustré par d'autres auteurs comme Laurance *et al.* (2001), Londré et Schnitzer (2006), Schnitzer et Bongers (2011) et Magrach *et al.* (2014) ayant montré que l'abondance des lianes diminue de la bordure vers l'intérieur dans les forêts amazoniennes, dans les forêts tempérées du Sud de Wisconsin aux Etats Unis d'Amérique, dans les forêts tropicales américaines et dans les fragments de forêts tropicales humides australiennes respectivement.

6 CONCLUSION

S. scandens est en pleine expansion à l'échelle de tout le Parc National de la Kibira où trois facteurs (couvert arboré, altitude, distance minimale entre chaque plateau et la lisière de la forêt) influencent son abondance. De ces facteurs, le couvert arboré présente un effet hautement significatif sur son abondance. La densité de l'espèce diminue au fur et à mesure qu'on s'éloigne de la lisière vers le cœur du PNK ou qu'on évolue en altitude. L'observation contraire est faite lorsqu'on considère le couvert arboré. En effet, les zones

à canopée ouverte constituent l'habitat principal de l'espèce. Cette situation laisse croire que les perturbations anthropiques sont à l'origine de son expansion. Au vu des résultats de ce travail, l'hypothèse selon laquelle l'invasion est plus probablement déterminée par le microenvironnement dont l'altération du couvert arboré est vérifiée. Il est suggéré aux gestionnaires du PNK de renforcer les patrouilles pour prévenir ou réduire les actions perturbatrices directes de l'homme.

7 REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient le Gouvernement du Burundi qui a soutenu financièrement ce travail. Ils expriment leur gratitude à l'endroit de la Direction Générale de l'Office Burundais pour la Protection de l'Environnement (OBPE) pour

avoir délivré l'autorisation de mener cette étude dans le Parc National de la Kibira. Enfin, une profonde reconnaissance est témoignée aux gardes forestiers dudit Parc National pour leur aide sur le terrain.

8 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Addo-Fordjour P, Rahmad Z B, Amui J, Pinto C. and Dwomoh M: 2013. Patterns of liana community diversity and structure in a tropical rainforest reserve, Ghana:

effects of human disturbance. *African Journal of Ecology* 51: 217-227.

Althof A J: 2005. Human Impact on Flora and Vegetation of Kakamega Forest, Kenya:

- structure, distribution and disturbance of plant communities in an east african rainforest. Ph D thesis, Koblenz-Landau University, 213 p.
- Arbonier M: 1996. Parc National de la Kibira, Plan de Gestion, INECN, 55 p.
- Babweteera F, Plumptre A. and Obua J: 2000. Effect of gap size and age on climber abundance and diversity in Budongo Forest Reserve, Uganda. *African Journal of Ecology* 38: 230-237.
- Bangirina F. et Ndayishimiye J: 2014. Etude d'identification des sites dégradés et leurs systèmes de réhabilitation au Parc National de la Kibira (PNK). OBPE, Bujumbura, 66 p.
- Bongers F, Schnitzer S A. and Traoré D: 2002. The importance of lianas and consequences for forest management in West Africa. *BioTerre*, Special edition: 59-70.
- Botosso P C, Filho M T, Maria V R B. et Ferreira-Fedele L: 2005. Les lianes et l'accroissement de *Centropogon tomentosus* Guill. ex-Benth. (Papilionoideae) au Brésil. *Bois et forêts des tropiques* 284 (2): 71-75.
- Cazenave-Piarrot F, Cazenave-Piarrot A. et Albert L: 1979. Géographie du Burundi. Le pays et les hommes. Edicef, Paris, 136 p.
- DeWalt S J, Ickes K, Nilus R, Harms K E. and Burslem, D F R P: 2006. Liana habitat associations and community structure in a Bornean lowland tropical forest. *Plant Ecology* 186: 203-216.
- DeWalt S J, Schnitzer S A, Chave J, Bongers F, Burnham R J, Cai Z, Chuyong G, Clark D B, Ewango C E N, Gerwing J, Gortaire E, Hart T, Ibarra M G, Ickes K, Kenfack D, Manuel J M, Makana J-R, Miguel M-R, Mascaro J, Moses S, Muller-Landau H C, Parren M P E, Parthasarathy N, Perez-Salicrup D R, Putz F E, Hugo R-S. and Thomas D: 2010. Annual Rainfall and Seasonality Predict Pan-tropical Patterns of Liana Density and Basal area. *Biotropica* 42(3): 309-317.
- Dhetchuvi M J B. et Gakwavu R J: 2006. Etude préliminaire de la régénération en forêt de montagne du Rwanda: cas de huit espèces d'arbres illégalement exploitées en Forêt de Nyungwe. Actes de la Deuxième Conférence Annuelle de la Recherche Scientifique, Université Nationale du Rwanda, 7-21.
- Gerwing J, Schnitzer S A, Burnham R J, Bongers F, Chave J, DeWalt S J, Ewango C E N, Foster R, Kenfack D, Martinez-Ramos M, Parren M, Parthasarathy N, Pérez-Salicrup D R, Putz F E. and Thomas D. W: 2006. A standard protocol for liana censuses. *Biotropica* 38 (2): 261-261.
- Gourlet S: 1986. Le Parc National de la Kibira. Quelle potentialité pour quel avenir? Rapport de stage, 97p.
- Grauel W T. and Putz F E: 2004. Effects of lianas on growth and regeneration of *Prioria copaifera* in Darien, Panama. *Forest Ecology and Management* 190: 99-108.
- Habonayo R. et Ndiokubwayo N: 2012. Détermination d'indicateurs de dégradation du Parc National de la Kibira (Burundi): cas du secteur Rwegura. Mémoire de Master en Sciences de l'Environnement, Université du Burundi, 92 p.
- Habonimana B, Habonayo R, Ndiokubwayo N, Nzigidahera B. et Bogaert J: 2011. Essai de détermination des indicateurs de dégradation forestière: cas de la forêt ombrophile de la Kibira au Burundi. *Bulletin scientifique de l'Institut national pour l'environnement et la conservation de la nature* N°spécial: 1-14.
- Homeier J, Englert F, Leuschner C, Weigelt P. and Unger M: 2010. Factors controlling the abundance of lianas along an altitudinal transect of tropical forests in Ecuador. *Forest Ecology and Management* 259: 1399-1405.
- IGEBU: 2001. Bulletin climatologique mensuel (1990-2001).

- INECN: 1992. Plan de gestion du Parc National de la Kibira. Ed.sc.Agr.Paris, 90 p.
- Iyomi I B: 2005. Parc National de Kahuzi-Biega (PNKB). Fact Sheet PNKB N°1, SYGIAP ICCN, RD Congo.
- Krug O: 1993. Etude des systèmes de production et des systèmes agraires des trois communes riveraines du PNK: proposition en vue d'une réduction des conflits. INECN, 71 p.
- Laurance W F, Pérez D, Delamônica P, Fearnside P M, Agra S, Jerozolinski A, Pohl L. and Lovejoy T E: 2001. Rain forest fragmentation and the structure of amazonian liana communities. *Ecology* 82 (1): 105-116.
- Ledo A. and Schnitzer S A: 2013. Disturbance and clonal reproduction determine liana distribution and maintain liana diversity in a tropical forest. *Ecology* 95(8): 2169-2178.
- Lewalle J: 1972. Les étages de la végétation du Burundi Occidentale: Travaux de l'Université officielle de Bujumbura. 173 p.
- Liengola I: 2008. Impact of the invasive liana *Sericotheca scandens* on forest composition: Implications for the recovery of Grauer's Gorilla in the Kahuzi-Biega National Park, Democratic Republic of Congo. *Tropical Resources Bulletin* 27: 43-50.
- Londré R A. and Schnitzer S A: 2006. The distribution of lianas and their change in abundance in temperate forests over the past 45 years. *Ecology* 87: 2973-2978.
- Magrach A, Rodriguez-Pérez J, Campbell M. and Laurance W F: 2014. Edge effects shape the spatial distribution of lianas and epiphytic ferns in Australian tropical rain forest fragments. *Applied Vegetation Science* 17: 754-764.
- Malizia A, Grau H R. and Lichstein J. W: 2010. Soil phosphorus and disturbance influence liana communities in a subtropical montane forest. *Journal of Vegetation Science* 21: 551-560.
- Markku S: 2009. Vers une définition de la dégradation des forêts: analyse comparative des définitions existantes. FAO, Rome, 62 p.
- Masumbuko N C: 2011. Écologie de *Sericotheca scandens*, liane envahissante dans les forêts de montagne du Parc National de Kahuzi-Biega, République Démocratique du Congo. Thèse de doctorat, Université Libre de Bruxelles, 192 p.
- MEEATU: 2013. Plan régional de mise en œuvre de la Stratégie Nationale et Plan d'Action sur la Biodiversité en zones écologiques de Mumirwa et de la Crête Congo-Nil. Bujumbura, 44 p.
- Mohandass D, Hughes A C, Campbell M. and Davidar P: 2014. Effects of patch size on liana diversity and distributions in the tropical montane evergreen forests of the Nilgiri Mountains, southern India. *Journal of Tropical Ecology* 30:579-590.
- Muthuramkumar S. and Parthasarathy N: 2001. Alpha diversity of lianas in a tropical evergreen forest in the Anamalais, Western Ghats, India. *Journal of Tropical Ecology* 6: 1-14.
- Nzigidahera B: 2007. Ressources biologiques sauvages du Burundi. Etat des connaissances traditionnelles. Bujumbura, Burundi, 115 p.
- Nzigidahera B, Nzajibwami C, Biruke M. et Misigaro A: 2002. Plan communautaire de conservation du Parc National de la Kibira. Rapport sur le diagnostic participatif en commune Muruta, zones Nkongé et Rwegura. INEC, Projet Parcs pour la Paix, 71 p.
- Parthasarathy N. and Padaki A: 2000. Abundance and distribution of lianas in tropical lowland evergreen forest of Agumbe, central Western Ghats, India. *Tropical Ecology* 41(2): 143-154.
- Parthasarathy N, Muthuramkumar S. and Sridhar Reddy M: 2004. Patterns of liana diversity in tropical evergreen

- forests of peninsular India. *Forest Ecology and Management* 190: 15-31.
- Parren M P E: 2003. Lianas and logging in West Africa. PhD thesis, Wageningen University. 180 p.
- R Core Team: 2017R. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Scholte P, Rugyerinyange L, Bizimungu F, Ruzigandekwe F, Chao N, Mulindahabi F, Ntare N, Babaasa D, Sheil D, Fimbel R, Fischer E, Gapusi J. and Kaplin B: 2010. Reaching consensus: influence of the liana *Sericostachys scandens* on forest dynamics in Nyungwe National Park, Rwanda. *Fauna and Flora International* 44(3): 321-327.
- Senbeta F, Schmitt C, Denich M, Demissew S, Vlek P L G, Preisinger H, Woldemariam T. and Teketay D: 2005. The diversity and distribution of lianas in the Afromontane rain forests of Ethiopia. *Diversity and Distributions* 11: 443-452.
- Sherrer B: 2007. Biostatistique. Volume 1, 2ème édition, Gaëtan Morin Editeur, Montréal, 816 p.
- Schnitzer S A, Dalling J W. and Carson W P: 2000. The impact of lianas on tree regeneration in tropical forest canopy gaps: evidence for an alternative pathway of gap-phase regeneration. *Journal of Ecology* 88: 655-666.
- Schnitzer S A. and Bongers F: 2002. The ecology of lianas and their role in forests. *Ecology and Evolution* 17 (5): 223-230.
- Schnitzer S A, Parren M P E. and Bongers F: 2004. Recruitment of lianas into logging gaps and the effects of pre-harvest climber cutting in a lowland forest in Cameroon. *Forest Ecology and Management* 190: 87-98.
- Schnitzer S A. and Bongers F: 2011. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. *Ecology Letters* 14: 397-406.
- Schnitzer S A, van der Heijden G, Mascaro J. and Carson W P: 2014. Lianas in gaps reduce carbon accumulation in a tropical forest. *Ecology* 95 (11): 3008-3017.
- Schnitzer S A: 2015. Increasing liana abundance and biomass in neotropical forests: causes and consequences. In: Schnitzer S A, Bongers F, Burnham R J. and Putz F E, (eds.), *Ecology of Lianas*. Wiley-Blackwell Publishing, Oxford, p. 451-464.
- Schnitzer S A, Putz F E, Bongers F. and Kroening K: 2015. The past, present, and potential future of liana ecology. In: Schnitzer S A, Bongers F, Burnham R J. and Putz F E, (eds.), *Ecology of Lianas*. Wiley-Blackwell Publishing, Oxford, p. 3-12.
- Siebert S F: 2005. The abundance and distribution of rattan over an elevation gradient in Sulawesi, Indonesia. *Forest Ecology and Management* 210: 143-158.
- Tessens E, Mvuyekure E, Muganza J P. et Bigura C: 1991. Guide synoptique pour la carte pédologique semi-détaillée du Burundi. ISABU, 38 p.
- Toledo-Aceves T. and Swaine M D: 2008. Effect of lianas on tree regeneration in gaps and forest understorey in a tropical forest in Ghana. *Journal of Vegetation Science* 19: 717-728.