

**UNIVERSITE DE KISANGANI
FACULTE DE GESTION DES RESSOURCES
NATURELLES RENOUVELABLES (FGRNR)**

Option : Eaux et Forêts



BP 2012 KISANGANI

Impacts de la mobilité spécifique, de la connectivité d'habitats et des activités anthropiques sur les populations de Rongeurs dans la Réserve forestière de Masako (Kisangani, RD Congo) : un écosystème fragmenté



Par

Ir. Jean Pierre Pitchou MENIKO TO HULU

Diplômé d'Etudes Supérieures en Aménagement Durable des Forêts

Thèse de Doctorat

Présentée et défendue en vue de l'obtention du grade de
Docteur en Sciences Agronomiques et Aménagement
Durable des Forêts

Promoteur:

Pr. Jan BOGAERT (ULg Gembloux Agro Bio Tech)

Co-promoteurs:

Pr. Benjamin DUDU AKAIBE (UNIKIS)

Pr. Jean-Pierre MATE MWERU (UNIKIS)

ANNEE-ACADEMIQUE 2015-2016

MENIKO T.H., 2015. *Impacts de la mobilité spécifique, de la connectivité des habitats et des activités anthropiques sur les populations de Rongeurs dans la Réserve forestière de Masako (Kisangani, RD Congo) : un écosystème fragmenté*. Thèse de doctorat : Université de Kisangani, Faculté de Gestion des Ressources Naturelles Renouvelables, Kisangani (RD Congo), 212p.

EPIGRAPHE

« La suprême récompense du travail n'est pas ce qu'il vous permet de gagner, mais ce qu'il vous permet de devenir »

John Ruskin

« Se donner du mal pour des petites choses, c'est parvenir aux grandes, avec le temps »

Samuel Beckett

DEDICACE

A mes parents Jean Baptiste Meniko-To-Hulu et Hélène Kusende Mudangba

*A toutes celles qui m'ont portées et élevées, Fina Odonkor, Eulalie Yanbongo,
Monique Anzelani et Chantal Lufuma*

A mon épouse Angélique Mongana Mangondo

A mes enfants Eliana Meniko, Matthias Meniko et Christophe Kembala

A mes frères et sœurs

A mes cousins et cousines

A mes neveux et nièces

RESUME

Dans un paysage fragmenté, le changement d'occupation du sol entraîne le changement de sa composition, de sa configuration et des processus écologiques en place étant donné l'interdépendance de ces trois éléments clés du paysage. La fragmentation des forêts dans la réserve de Masako (00°36' N et 25°13' E ; Kisangani, RD Congo) suite à l'agriculture itinérante sur abattis brûlis, entraîne des fortes influences sur les populations des Rongeurs, la composition floristique et la connectivité des habitats. Cette étude s'est fixée comme objectif de mesurer l'impact des activités anthropiques sur la flore et la faune de Rongeurs, de vérifier la connectivité d'habitats à partir de la mobilité spécifique de Rongeurs et enfin, d'étudier l'affiliation des espèces de Rongeurs aux habitats de l'écosystème fragmenté de Masako. Le piégeage de Rongeurs a été effectué durant 17 mois d'abord d'avril à août 2010 par la méthode de prélèvement, puis de février 2012 à janvier 2013 par la technique de capture-marquage-recapture dans les grilles de 1 ha chacune, installées dans les jachères (jeune, adulte et vieille), les forêts secondaires (jeune et vieille), la forêt primaire à *Gilbertiodendron dewevrei* et dans la zone de lisière jachère adulte-forêt secondaire jeune. Les clapettes « *Lucifer rat trap* » et les pièges « *Sherman live trap* », appâtés à la pulpe de noix de palme mûr ou au mélange, pulpe noix de palme, pâte d'arachide et chikwangue à base de manioc, ont été respectivement utilisés. Tous les arbres à $DHP \geq 10$ cm dans la jachère adulte, la forêt secondaire jeune et leur zone de lisière et ceux à $DHP \geq 5$ cm dans les jachères (jeune et vieille), la forêt secondaire vieille et la forêt primaire, ont été inventoriés. Les résultats obtenus renseignent que (i) les populations de Rongeurs abritées par l'écosystème fragmenté de Masako, peuvent bien servir des bio-indicateurs de l'anthropisation paysagère et des effets de lisière ; (ii) leur sex-ratio global est déséquilibré en faveur des mâles (surtout en saison subsèche), il est statistiquement différent de la parité pour certaines espèces dans quelques habitats étudiés ; (iii) la structure de classes d'âges est généralement stable en saison de pluie mais devient relativement déséquilibré en saison subsèche ; (iv) les habitats sont interconnectés à travers la mobilité de Rongeurs ; (v) les espèces de Rongeurs s'affilient différemment aux habitats. Trois espèces généralistes de même que quatre autres affiliées soit à un, ou à quelques habitats ont été identifiées. Des différences de composition floristique et de structure diamétrique des habitats ont été constatées. Cette étude montre que les activités anthropiques influencent fortement les patrons de distribution de la faune de Rongeurs et de la flore et entraînent leur dynamique dans le paysage forestier de Masako.

Mots clés : Activités anthropiques, Connectivité, Ecosystème fragmenté, Mobilité, Rongeurs.

ABSTRACT

In a fragmented landscape, land use change causes a change in its composition, configuration and ecological processes in place, given the interdependence of these three key elements of the landscape. Forest fragmentation in reserve Masako (00° 36' N and 25° 13' E; Kisangani, DR Congo) following shifting cultivation of slash burning, cause strong influences on populations of rodents, species composition and habitat connectivity. This study has an objective to measure the impact of human activities on flora and fauna of Rodents to verify connectivity of habitats from the specific mobility Rodents and finally, study the affiliation of Rodents species with habitats fragmented Masako ecosystem. Rodents trapping was done during 17 months initially from April to August 2010 by the sampling method, and from February 2012 to January 2013 by the technique of mark and recapture in grids 1 ha each, installed in fallow (young, adult and old), secondary forests (young and old), said primary forest *Gilbertiodendron dewevrei* and in the border region fallow young-adult secondary forest. The clapettes "*Lucifer rat trap*" and traps "*Sherman live trap*" baited pulp ripe palm nuts or mixture, palm nut pulp, peanut paste and chikwangue cassava-based, were used respectively. All trees DHP \geq 10 cm in adult fallow, the young secondary forest and the border region and those in fallow DHP \geq 5 cm (young and old), the old secondary forest and primary forest were inventoried . The results provide information that (i) populations Rodents housing the fragmented ecosystem Masako, can serve bio-indicators of landscape anthropization and edge effects; (ii) their overall sex ratio is unbalanced in favor of males (especially in the dry season), it is statistically different from parity for some species in some habitats studied; (iii) the structure of age classes is generally stable during the rainy season but becomes relatively unbalanced during the dry season; (iv) habitats are interconnected through the Rodents mobility; (v) Rodents species were affiliated to different habitats. Three generalist species as well as four other affiliated either one, or a few habitats were identified. Differences in species composition and habitat structure diametric were found. This study shows that human activities strongly influence wildlife distribution patterns of rodents and fauna and cause their dynamics in the forest landscape of Masako.

Keywords: Human activities, Connectivity, fragmented ecosystem, Mobility, Rodents.

REMERCIEMENTS

Cette thèse est en effet l'aboutissement d'un ouvrage rendu possible grâce aux interactions multiples et aux soutiens de nombreuses personnes. Son couronnement est le fruit de beaucoup d'années de sacrifice, d'abnégation et de travail consentis. Maintenant que le manuscrit est rendu, que la soutenance orale approche, j'en arrive enfin à son dernier exercice, sans doute le plus agréable, puis qu'il est temps pour moi de remercier toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à ce travail, et elles sont nombreuses !

Je remercie en premier lieu l'Académie de la Recherche Scientifique de la Commission de la Coopération au Développement (ARES-CCD) du Royaume de Belgique, pour avoir financé, à travers le Projet PIC-AFORCO, la totalité de la récolte des données sur terrain, les différents séjours de stage doctoral passés en Belgique ainsi que les soutenances privées et publiques. A travers elle, je pense à Sendrine Consentino, Mary Yvonne Aubry, Lindsay Lebeau et Madame De Coster.

Je remercie aussi chaleureusement qu'affectueuse le Professeur Jan Bogaert, promoteur de cette thèse pour avoir accepté de m'accompagner depuis 2010, d'abord pour mon DES et ensuite pour cette thèse. La rigueur et l'efficacité dans le travail, sont les deux mots que je retiens de lui et que je n'oublierai jamais dans la suite de ma carrière scientifique. Merci pour m'avoir initié et formé à ce nouveau domaine de l'écologie du paysage. Merci encore cher Coordonnateur, car sans vous, le Projet PIC-AFORCO n'aurait vu le jour.

Je remercie les Professeurs Benjamin Dudu Akaibe et Jean Pierre Mate Mweru de l'Université de Kisangani, tous co-promoteurs de cette thèse, pour leur contribution dans ma formation à la fois scientifique que sociétale. Merci à vous deux pour m'avoir appris respectivement à connaître les Rongeurs forestiers et à aimer la botanique. Vos remarques et suggestions ont été indispensables pour améliorer cet ouvrage.

J'ai une pensée pieuse à l'endroit du Dr. Léon Iyongo pour avoir été présent de la genèse à la finalisation de cette thèse. A côté de lui, je dis merci à toutes les personnes qui ont lu l'un ou l'autre chapitre de ce manuscrit et ont permis de l'enrichir.

J'exprime mes sincères gratitudee à l'Université de Kisangani à travers la faculté de Gestion des Ressources Naturelles Renouvelables et à l'Université de Liège par le biais de l'unité Biodiversité et Paysage de Gembloux Agro Bio Tech, pour l'organisation et l'encadrement de

mon doctorat. Il y a lieu ici, de témoigner ma reconnaissance au Coordonateur local du Projet PIC-AFORCO, le Professeur Hippolite Nshimba, pour la gestion au quotidien du projet et le souci de son aboutissement heureux.

Je remercie mes parents, frères et sœurs pour tout ce que vous m'apportez au quotidien, vous avez peut-être plus que moi-même, le plus contribué à cette thèse, votre apport à ma personne m'est inestimable. A toi cher papa et ami, toi qui n'est pas seulement beau mais mirabeau, voici ton meilleur cadeau tant attendu de moi.

Je voudrai témoigner ma satisfaction et mon bonheur d'avoir une épouse qu'est la mienne. Retrouves ici ma chère Angélique, affectueusement appelé « Angy », ma reconnaissance pour le soutien sans faille, le réconfort et pour les merveilleux cadeaux que sont nos enfants Matthias et Eliana. Par toi, je dis grand merci à ma belle-mère Berthe Nzia et à ma belle-famille.

Merci, merci et encore merci à tous ceux qui ont marqué mes quotidiens pendant mes séjours belge et européens. Je pense à Jean François Bastin, Thalès De Hauleville, Mélanie Harzeux, Edouard Ilunga, Isabelle Vranken, Mathieu Alford, Arnaud Monty, Julien Piqueray, Harrifidy Rakotoratsimba, Olivia Rakotondrasoa, Tsiresy Razafimanatsoa, Patrick Mafwila, Deo Zua, Gongo Zua, Anderson Tshienda, Aphonse Zoo, Dina Zua, Julio Nkunku, Jean de dieu Minengu, Cynthia Thomas, Donato Kaya, Elhadji Faye, Hadi Mama, Hadi Diallo, François Havyarimana, Sylvain Kumba, Sylvain Alongo, Marie André, Justine Maréchal, Julie Lebrun, Valentin Gilliaux, Zéphirin Linzua, Hadi Mbal, Viviane Philactous, Joëlle Mukungu, Eddy Mbalanga, José Gaya, Soizig LeStradic, William Hortmans, Carine Pitz, famille Wallé, famille Bongo, famille Namegabe, famille Mbenganyi, famille Kotanda, famille Singbo,... Sans votre présence, ma solitude serait inconsolable.

J'exprime mon amitié aux collègues doctorants AFORCO, Albert Anbgonga, John Tshibamba et Wilfred Kombe, avec qui j'ai apprécié de vivre cette aventure. Je pense en même temps à mes compagnons de lutte, avec qui j'ai partagé des durs moments qu'imposent la vie et la recherche doctorale. A vous amis et frères, Helena Ndinga, Patrick Onotamba, Aimé Motondo, Maurice Ngemale, Norbert Litemandia, Coco Misingi, Fred Mukuna, Mike Maindo, Freddy Likombe, Jojo Matala, Aimé Eyané, Victor Kangela, John Mbeli, Jean Adeka, Joseph Omatoko, Papy Kasongo, George Behuhuma, Marcel Boondi, Hugor Edumu, Maguy Looli, Rosette Kandolo, les mots me manquent pour vous exprimer tout le bien que je ressens du fond de mon cœur en guise de vos soutiens et encouragements. J'associe à eux les

amis avec qui j'ai terminé en 2010, le DES en Aménagement Durable des Forêts à l'Université de Kisangani.

Je pense à André Kondjo, Benjamin Toirambe et Laurent Senga pour leurs encouragements et conseils des parents.

Je remercie particulièrement les familles, Kondjo Patrick pour les accueils reçus pendant mes transits à Kinshasa, Bendesana Charles, Lipekene Jean Titi et Nzongia Richard, pour leur contribution à l'impression de ce manuscrit.

Mille mercis aux Pères Pontien Biajila, Jean Paul Masudi, Robert Limbaya, Adolphe Litanda et Joaquin Gonzeti pour vos multiples soutiens.

A toute la communauté du cénacle « *La Tente du Seigneur* », j'exprime ma profonde gratitude.

Enfin, à tous ceux dont la fraternité et la bienveillance n'ont cessé d'être pour moi un soutien et une affection afin de m'aider à franchir diverses étapes de la vie, j'adresse de chaleureux remerciements.

A vous tous, je puis dire : « Oui, j'ai fini cette thèse, et la route continue ! ».

TABLE DES MATIERES

EPIGRAPHE	ii
DEDICACE.....	iii
RESUME.....	iv
ABSTRACT	v
REMERCIEMENTS	vi
TABLE DES MATIERES	ix
LISTE DES FIGURES.....	xvii
LISTE DES TABLEAUX.....	xviii
CHAPITRE I : INTRODUCTION GENERALE.....	1
1.1. Contexte et justification de l'étude.....	1
1.2. Ecologie du paysage	4
1.2.1. Définition et Importance	4
1.2.2. Historique de la discipline et son évolution.....	5
1.3. Paysage	6
1.3.1. Origine.....	6
1.3.2. Définitions.....	6
1.3.3. Echelle du paysage.....	7
1.3.4. Processus écologique se déroulant au sein du paysage	8
1.3.5. Eléments du paysage.....	8
1.4. Connectivité ou perméabilité des paysages	9
1.5. Concept de métapopulation	11
1.5.1. Définitions.....	11
1.5.2. Types de métapopulations.....	11
1.5.3. Métapopulations et paysage.....	12
1.6. Pattern/process-paradigm	12

1.6.1. Structure spatiale d'un paysage et processus écologiques	12
1.6.2. Fonctionnement d'un écosystème	13
1.7. Notions d'écotone et lisière	14
1.7.1. Ecotone	14
1.7.2. Lisière	14
1.7.3. Processus à l'origine des lisières.....	15
1.7.4. Lisières et leur configuration	16
1.7.5. Effets de lisière	16
1.9. Fragmentation des forêts et déforestation.....	18
1.9.1 Fragmentation forestière et ses conséquences	18
1.11. Hypothèses et objectifs de la thèse	22
1.12. Plan de la thèse	24
CHAPITRE II : MILIEU D'ETUDE, MATERIEL ET METHODES	26
2.1. Milieu d'étude.....	26
2.1.1. Situation géographique	26
2.1.2. Cadre physique.....	27
2.1.2.2. Hydrographie.....	29
2.1.4. Formations végétales.....	31
2.2. Matériel et méthodes	39
2.2.1. Matériel	39
a. Etude de la population de Rongeurs.....	40
b. Etude de la flore	40
2.2.2. Approche méthodologique.....	40
2.2.2.1. Présntation des dispositifs expérimentaux.....	40
2.2.2.2. Techniques de récolte des données	41
2.2.2.2.1. Faune de Rongeurs	41
1°. Piégeage dans des grilles	41

2°.	Intérêt du piégeage en recherche.....	42
3°.	Pièges employés.....	42
4°.	Appâts utilisés.....	42
5°.	Dispositions des pièges.....	43
6°.	Durée de piégeage.....	43
7°.	Relevés de pièges et difficultés rencontrés.....	44
8°.	Technique de capture-marquage-recapture (CMR).....	45
2.2.2.2.2.	Flore des habitats étudiés.....	47
2.2.2.3.	Outils d'analyses statistiques.....	48
a.	Richesses spécifiques.....	48
b.	Diversités.....	48
c.	Equitabilités.....	49
d.	Similarités.....	49
e.	Densité relative ou succès de piégeage.....	50
f.	Affiliation des espèces aux habitats.....	51
g.	Tests statistiques employés.....	51

CHAPITRE III : COMPOSITION EN FAUNE DE RONGEURS CAPTURES A MASAKO (KISANGANI, RD CONGO) : APERCU SYSTEMATIQUE, BIOLOGIQUE ET ECOLOGIQUE..... 52

3.1.	Classification et description des espèces capturées.....	52
3.1.1.	Ordre Rodentia Bowdich, 1821.....	52
3.1.1.1.	Sous-ordre Sciuromorpha Brandt, 1855.....	52
3.1.1.1.1.	Famille Gliridae Muirhead, 1819.....	53
3.1.1.1.1.1.	Genre Graphiurus Smuts, 1832.....	53
3.1.1.2.	Sous-ordre Myomorpha Brandt, 1855.....	54
3.1.1.2.1.	Famille Nesomyidae Major, 1897.....	54
3.1.1.2.1.1.	Genre Deomys Thomas, 1888.....	55
3.1.1.2.1.2.	Genre Hybomys Thomas, 1910.....	55

3.1.1.2.1.3. Genre <i>Hylomyscus</i> Thomas, 1926	56
3.1.1.2.1.4. Genre <i>Lemniscomys</i> Trouessart, 1881.....	58
3.1.1.2.1.5. Genre <i>Lophuromys</i> Peter, 1874	59
3.1.1.2.1.6. Genre <i>Malacomys</i> Milne-Edwards, 1877	60
3.1.1.2.1.7. Genre <i>Mastomys</i> Thomas, 1915	61
3.1.1.2.1.8. Genre <i>Nannomys</i> Peters, 1876.....	63
3.1.1.2.1.9. Genre <i>Oenomys</i> Thomas, 1904.....	64
3.1.1.2.1.10. Genre <i>Praomys</i> Thomas, 1915	64
3.1.1.2.1.11. Genre <i>Stochomys</i> Thomas, 1926	66
3.2. Conclusion.....	67
CHAPITRE IV : DIVERSITE DES HABITATS ET EFFETS DE LISIERE SUR LES POPULATIONS DE RONGEURS (<i>RODENTIA: MAMMALIA</i>) EN ZONE DE CONTACT FORET-JACHERE DANS LA RESERVE FORESTIERE DE MASAKO, KISANGANI, RD CONGO : ETUDE DE CAS.....	68
4.1. Introduction	70
4.2. Matériel et méthodes	71
4.3. Résultats.....	73
4.4. Discussion.....	77
CHAPITRE V : DIVERSITE ET STRUCTURE DEMOGRAPHIQUE DES POPULATIONS DE RONGEURS (<i>RODENTIA: MAMMALIA</i>) SUIVANT UN GRADIENT D'ANTHROPISATION DANS LA RESERVE FORESTIERE DE MASAKO (KISANGANI, RD CONGO).....	80
5.1. Introduction	82
5.2. Matériel et Méthodes	83
5.3. Résultats.....	86
5.4. Discussion.....	93
CHAPITRE VI : AFFILIATION AUX HABITATS ET MOBILITE SPECIFIQUE DE RONGEURS (<i>RODENTIA: MAMMALIA</i>) DANS UN PAYSAGE FRAGMENTE : RESERVE FORESTIERE DE MASAKO (KISANGANI, RD CONGO).....	97

6.1. Introduction	100
6.2. Méthodes	101
6.3. Résultats.....	104
6.4. Discussion.....	111
CHAPITRE VII : CARACTERISATION FLORISTIQUE DE QUATRE HABITATS FORESTIERS D'UN GRADIENT D'ANTHROPISATION FORESTIERE A MASAKO (KISANGANI, RD Congo).....	118
7.1. Introduction	120
7.2. Méthodologie.....	121
7.2.1. Site de l'étude	121
7.2.2. Matériel	122
7.2.3. Méthodes	122
7.3. Résultats.....	124
7.3.1. Composition floristique	124
7.3.2. Structure diamétrique.....	128
7.4. Discussion.....	130
Annexes 7.1	135
CHAPITRE VIII : DISCUSSION GENERALE.....	137
8.1. Valeur ajoutée de la thèse.....	137
8.2. Aspects méthodologiques	139
8.2.1. Usage des grilles de piégeages.....	139
8.2.2. Dispositifs expérimentaux.....	140
8.2.3. Capture des Rongeurs : Modes de Piégeages	142
8.2.3.1. Types de pièges	142
8.2.3.2. Appâts utilisés	142
8.2.3.3. Disposition des pièges et durée de piégeage ou de session de captures.....	143
8.2.3.4. Relevés des pièges et difficultés rencontrées	144
8.2.4. Technique de CMR.....	144

8.2.5. Identification ADN des espèces du genre Praomys et Hylomyscus : Contraintes et problèmes	145
8.2.6. Quelques regards sur les statistiques appliquées	145
8.2.6.1. Indices de diversité, de similarité et d'équitabilité utilisés	145
8.2.6.2. Les tests statistiques	146
8.3. Résultats obtenus	147
8.3.1. Etude complète de Rongeurs capturés dans un contexte de fragmentation d'habitats	147
8.3.2. Rongeurs comme bio-indicateurs	147
8.3.2.1. Rongeurs comme bio-indicateurs des effets d'anthropisation	147
8.3.2.2. Rongeurs comme bio-indicateurs des effets des lisières	148
8.3.3. Structure démographique	150
8.3.3.1. Sex-ratio sous l'influence de l'anthropisation.....	150
8.3.3.2. Classes d'âges dans le contexte de fragmentation d'habitats.....	152
8.3.4. Mobilité de Rongeurs en rapport avec la connectivité d'habitats.....	153
8.3.4.1. Quel type de métapopulation de Rongeurs à Masako ?	153
8.3.4.2. Connectivité biologique de Rongeurs à Masako pour quelles informations écologiques ?	154
8.3.5. Affiliation des espèces de Rongeurs aux habitats.....	155
8.3.6. Composition floristique et structure diamétrique des habitats sous l'influence de l'anthropisation	157
8.3.6.1. Composition floristique.....	157
8.3.6.2. Surface terrière et densité.....	158
8.3.6.3. Structures diamétriques	159
8.3.7. Importance de la forêt primaire de Masako pour la faune de Rongeurs	159
8.3.8. Les différentes conclusions des études antérieures et notre étude	161
8.4. Limitations et contraintes dans la présente étude	167

8.5. Implication pour la conservation de la biodiversité de Rongeurs à Masako et dans les aires protégées en RD Congo	167
CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES	170
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	172
ANNEXES	208
Annexe 1 : Modèle de fiche de collecte des données sur les Rongeurs capturées au sein de la réserve forestière de Masako.....	209
Annexe 2 : Tableau récapitulatif des espèces de Rongeurs capturés à Masako	210
Annexe 3 : Communications scientifiques.....	211
Annexe 4 : Participation aux colloques internationaux.....	212

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Le paysage : niveau d'organisation des systèmes écologiques.....	7
Figure 1.2 : Illustration schématique de la hiérarchie des échelles spatiales.....	7
Figure 1.3 : Démarche scientifique adoptée en écologie du paysage.....	8
Figure 1.4 : Les catégories d'éléments du paysage.....	9
Figure 1.5 : Représentation schématique des trois mécanismes par lesquels les corridors facilitent la continuité entre population dans les habitats en tâches.....	10
Figure 1.6 : Les éléments clés de chaque système écologique.....	13
Figure 1.7 : Relations spatiales entre limite, lisières et bordure.....	15
Figure 1.8 : Illustration des conséquences de la fragmentation.....	19
Figure 1.9 : Modèle conceptuel des conséquences de la fragmentation forestière.....	20
Figure 2.1 : Localisation de la Réserve forestière de Masako.....	27
Figure 2.2 : Diagramme ombrothermique de la région de Kisangani.....	29
Figure 2.3 : Images illustrant le gîte de Masako.....	31
Figure 2.4 : Stratification de la Réserve forestière de Masako.....	32
Figure 2.5 : Image de la forêt primaire de Masako étudiée.....	33
Figure 2.6 : Image de la forêt secondaire vieille étudiée à Masako.....	34
Figure 2.7 : Image de la forêt secondaire jeune étudiée à Masako.....	34
Figure 2.8 : Image de la jachère vieille étudiée à Masako.....	35
Figure 2.9 : Image de la jachère adulte étudiée à Masako.....	36
Figure 2.10 : Image de la jachère jeune étudiée à Masako.....	37
Figure 2.11 : Image de la lisière étudiée à Masako.....	37

Figure 2.12 : Quelques exemples des activités anthropiques menées dans la Réserve forestière de Masako.....	39
Figure 2.13 : Premier dispositif expérimental ayant servi à l'étude de Rongeurs et de la végétation dans trois types d'occupations du sol dans la réserve forestière de Masako.....	41
Figure 2.14 : Appâts utilisés dans le cadre de cette thèse.....	43
Figure 2.15 : Difficultés rencontrées pendant le piégeage de Rongeurs à Masako.....	45
Figure 2.16 : Images indiquent à gauche le tube d'Eppendorph contenant les bouts des phalanges fixées dans l'alcool 95 % et à droite, les mensurations d'un <i>Deomys ferrugineus</i> mort à l'aide du pied à coulisse électronique au laboratoire.....	47
Figure 5.1 : Dispositif expérimental permanent de captures de Rongeurs.....	86
Figure 5.2 . Structure des classes d'âges par espèce et habitat.....	93
Figure 5.3 . Structure des classes d'âges par espèce, habitat et saison.....	94
Figure 6.1 : Localisation de la Réserve forestière de Masako et présentation du dispositif expérimental de captures de Rongeurs.....	104
Figure 7.1 : Site d'étude.....	124
Figure 7.2 : Dendrogramme illustrant la similarité entre les habitats sur base du coefficient de Jaccard.....	130
Figure 7.3 : Structures diamétriques observées dans la forêt primaire, la forêt secondaire, la jachère vieille et la jachère jeune à Masako.....	131

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1 : Définitions d'écotone, bordure, lisière et lisière forestière.....	15
Tableau 2.1 : Moyennes mensuelles de température (°C), précipitation (mm) et d'humidité relative (%) dans la région de Kisangani.....	28
Tableau 4.1 : Typologie de réponse des espèces à l'hétérogénéité d'habitats.....	74
Tableau 4.2 : Les espèces des Rongeurs capturées et leurs effectifs dans les habitats.....	76
Tableau 4.3 : Nombre d'espèces (<i>S</i>); indices de diversité (<i>D</i>) et d'équitabilité (<i>E</i>) de Simpson; richesse spécifique de Margalef (<i>R_{Mg}</i>) et densité relative ou indice de piégeage (<i>T (%)</i>).....	76
Tableau 4.4 : Similarités entre habitats.....	77
Tableau 4.5 : Les espèces des Rongeurs capturées et leurs effectifs (<i>N</i>) dans les habitats....	78
Tableau 5.1 : Définition des classes d'âge d'après les poids corporel.....	87
Tableau 5.2 : Effectifs des espèces des Rongeurs capturées par habitat.....	89
Tableau 5.3 : Effectifs et indices de diversité des espèces des Rongeurs capturées par habitat.....	89
Tableau 5.4 : Répartition des espèces de Rongeurs en fonction d'habitats et de saisons.....	90
Tableau 5.5 : Sex-ratio des espèces <i>de Rongeurs</i> en fonction d'habitats.....	91
Tableau 6.1 : Abondance de Rongeurs capturées de février 2012 à janvier 2013 dans la réserve forestière de Masako (RD Congo).....	108
Tableau 6.2 : Test de χ^2 d'association entre habitats.....	107
Tableau 6.3 : Mobilité de Rongeurs entre habitats.....	110
Tableau 6.4 : Statut résidentiel de Rongeurs capturés et recapturés au sein de quatre habitats à Masako (RD Congo).....	111
Tableau 6.5 : Indices d'affiliation des espèces aux habitats en fonction des données de captures et recaptures de Rongeurs.....	113

Tableau 6.6: Indices d'affiliation des espèces aux habitats en fonction du statut résidentiel de chaque espèce dans chaque habitat.....	113
Tableau 7.1 : Richesse des familles des plantes en genres et espèces dans la réserve forestière de Masako en RD Congo.....	127
Tableau 7.3 : Richesse spécifique (I_M) de Menhinick, Diversité de Shannon Weaver (H), Equitabilité de Piélou (J) et Surface terrière (ST) en m ² /ha dans 4 habitats de la Réserve forestière de Masako.....	129
Tableau 7.4 : Similarité des habitats calculée à l'aide de l'indice de Jaccard sur base des données de présence/absence des espèces.....	129
Tableau 7.5 : Comparaison des structures diamétriques des habitats à l'aide du test de Chi-carré (χ^2).....	132
Tableau 7.2 : Diversité relative des familles (DIR), densité relative des familles (DER) et fréquence relative des espèces (FR) au sein des habitats. FP = forêt primaire; FS = forêt secondaire; JJ : jachère jeune et JV= jachère vieille.....	137
Tableau 7.6 : Surface terrières des espèces végétales inventoriées dans les habitats.....	138
Tableau 8.1 : Comparaisons des différentes conclusions des études antérieures sur les Rongeurs à Masako avec les nôtres.....	164

CHAPITRE I : INTRODUCTION GENERALE

1.1. Contexte et justification de l'étude

La croissance démographique aussi bien que les progrès technologiques ont transformé profondément et transforment encore l'occupation des sols (Richards, 1990). Ces transformations affectent la structure des paysages et s'accompagnent de nombreuses conséquences écologiques (Burel et Baudry, 2000). En particulier, les transformations paysagères (perte et dégradation d'habitat) sont considérées comme une des causes principales de la perte de la biodiversité au même titre que le changement climatique (F.A.O, 2010), que ce soit à l'échelle locale, nationale ou globale (Sala et al., 2008 ; Hanski, 2005).

La transformation de l'environnement naturel par les activités humaines et son impact sur les organismes qui dépendent de ces habitats est une des thématiques centrales de l'écologie du paysage. L'une des conséquences de ces modifications est la perte d'habitats et la fragmentation des paysages (Kindlmann et Burel, 2008).

La perte d'habitats est une réduction de la quantité d'habitats disponibles pour une espèce. La fragmentation est un ensemble de changements de la configuration de ces habitats, comprenant l'augmentation de la densité des bords ou la réduction des surfaces des habitats et leur isolement (Smith et al., 2009).

La fragmentation est un phénomène caractérisé par une diminution de la surface total d'un habitat et son éclatement en fragments, ou plus simplement par une rupture de continuité (Burel et Baudry, 2000). Elle modifie la taille, les formes et l'isolement des taches du paysage, générant un impact sur les fonctions éco-paysagères des éléments ainsi isolés et par effet second sur des éléments situés aux niveaux supérieurs ou inférieurs du paysage. La fragmentation modifie les effets de bordure (écotone/effet de lisière), plus ou moins selon les caractéristiques de la matrice environnante et favorise la multiplication des lisières (Wiens, 1997 ; Anderson et al., 2003). Elle est considérée comme l'une des plus sérieuses menaces sur la biodiversité et l'une des causes majeures des extinctions (Wilcox et Murphy, 1985). Elle est définie comme un processus où une grande aire d'habitat est transformée en un ensemble de plusieurs taches avec une surface totale inférieure, et isolés entre eux par une matrice paysagère, contrairement à l'habitat original (Fahrig, 2003). La fragmentation des habitats peut diminuer la connectivité, causer des effets de bord, ou être à l'origine d'un ensemble de

taches d'habitat dont la taille réduite représente une contrainte pour la survie des populations et des individus (Koper et al., 2007).

Dans les écosystèmes forestiers tropicaux d'Afrique, en raison du changement climatique mondial et de la déforestation croissante liée aux activités anthropiques (Juo et Wilding, 1996 ; Querouil, 2001 ; Katuala, 2005), un intérêt croissant s'observe face au problème de la perte de la biodiversité. C'est ainsi que des études directement ou indirectement liées à ce phénomène sont de plus en plus menées, en vue de connaître la biodiversité des habitats et son évolution dans l'espace et dans le temps à la lumière de la dégradation et de la fragmentation accélérée des écosystèmes.

La connaissance de la diversité biologique d'un territoire est la première étape à franchir dans toute tentative de gestion responsable et durable de ses ressources biologiques. En ce début du 21^{ème} siècle, l'attention du monde quant à son avenir est entre autres focalisée sur la dégradation accélérée de l'environnement et donc de la biodiversité qui semble hâter le processus de modification du climat et des habitats et amplifier l'indisponibilité des ressources biologiques (Katuala, 2009).

Ainsi, dans le but de conserver la diversité biologique, il est nécessaire de comprendre le rôle de la connectivité des habitats ainsi que des effets négatifs de la fragmentation et de la perte d'habitats sur la composition floristique et faunistique des peuplements dans la mosaïque paysagère de nos forêts.

En effet, la structure spatiale des paysages, caractérisée entre autres par la connectivité, est un facteur fondamental pour la persistance des populations sur ces aires (Retho et al., 2008). Les flux et les mouvements individuels entre les sous-populations, possibles grâce à cette connectivité, permettent le maintien de la diversité génétique, la préservation des populations et leur rétablissement (Hanski, 2000).

Le terme connectivité, introduit par Merriam (1984), désigne le degré avec lequel un paysage facilite ou empêche le mouvement entre des différentes taches (Horskins, 2006 ; Taylor et al., 2006). La connectivité est le résultat d'une combinaison de facteurs structuraux et fonctionnels (Taylor et al., 2006) et est définie par la configuration physique d'un paysage et les réponses comportementales des organismes à cette structure. Ainsi, la configuration physique d'un paysage, en termes d'usage de terre, de types et de quantité d'éléments paysagers, a une influence sur le mouvement des organismes que l'on y trouve et par

conséquent sur la dynamique des populations et les structures de communautés (Taylor et al., 2006). Cette capacité de mouvement est essentielle pour la recolonisation de taches d'habitats au sein d'un paysage et, par conséquent, la connectivité du paysage est un facteur important pour la survie des espèces (Kindlmann et Burel, 2008).

L'estimation de la connectivité dans un but de conservation de la biodiversité doit être faite avec une approche centrée sur les espèces, en considérant leurs réponses vis-à-vis de la structure paysagère. Ces réponses comprennent, entre autres, le mouvement entre des différents éléments paysagers, la capacité de dispersion et la mortalité liée à la dispersion (Taylor et al., 2006).

Les espèces trouvées dans des paysages fragmentés forment souvent des métapopulations; autrement dit, un ensemble de sous-populations habitant des taches d'habitat isolés spatialement mais connectés quant à la migration (Kindlmann et al., 2005). De la même manière, un ensemble de communautés locales connecté par la dispersion des individus (ou des espèces) représente une métacommunauté (Leibold et al., 2004).

Les Rongeurs constituent une des composantes importante de la faune des écosystèmes terrestres totalisant près de 42% des espèces de Mammifères dans le monde (Dieterlen, 1989 ; Happold, 1996). Ils jouent un rôle important dans le fonctionnement des écosystèmes en général, et celui des forêts en particulier et forment l'un des ordres les plus diversifiés de la classe des Mammifères de la RD Congo (Dudu et Gevaerts, 1987). Ils sont un maillon important dans les réseaux trophiques (Carey et Johnson, 1995). Ils constituent parfois une ressource alimentaire importante notamment dans plusieurs contrées africaines (Wetshi et al., 1988). A l'instar d'autres petits mammifères, les Rongeurs conviennent pour évaluer le rôle relatif du changement des conditions écologiques et de la fragmentation des habitats, dans la mesure où des évidences paléontologiques et écologiques indiquent que beaucoup d'espèces de petits Rongeurs ont une forte association avec des habitats particuliers, de sorte que des changements dans la structure des habitats conduisent à des modifications spécifiques des Rongeurs (Nicolas et al., 2008). La mise en évidence de ces changements sur la réponse des espèces aux effets de lisière, la structure démographique et la fragmentation des populations de Rongeurs servirait comme indicateurs de transformations du paysage forestier. Les Rongeurs jouent un rôle analogue à celui des oiseaux. Ils accomplissent leur rôle de disséminateurs par stromatozoochorie. En effet après avoir rongé la mésocarpe, la pulpe ou

l'arille, la graine est abandonnée sur place. Mais certains Rongeurs font des provisions dans les trous ou les nids. Les graines ainsi abandonnées ne tardent pas à germer (Lubini, 1981).

Notre étude orientée vers la compréhension des conséquences des modifications du couvert végétal liées aux activités anthropiques dans la Réserve forestière de Masako (Kisangani, RD Congo), cherche à tester la réponse des espèces de Rongeurs à l'hétérogénéité d'habitats pour apprécier le rôle des Rongeurs comme bio-indicateurs des effets de lisière et d'anthropisation forestière ; et sur base d'un gradient d'anthropisation ou de restauration forestière, à connaître l'évolution de la composition floristique et en faune de Rongeurs des habitats en place, à améliorer l'affiliation des espèces de Rongeurs aux habitats et enfin, à caractériser la connectivité entre taches d'habitats par l'étude de la mobilité des espèces de Rongeurs.

1.2. Ecologie du paysage

L'écologie du paysage, en considérant l'homme comme partie intégrante des écosystèmes formant la biosphère, a eu l'immense mérite d'aider à une réunification des sciences de la nature et des sciences de la société (Burel et Baudry, 2000). Comme toute discipline scientifique, elle est née et se développe dans la continuité des théories et des méthodes antérieures, en s'y appuyant pour les réfuter ou pour les dépasser.

1.2.1. Définition et Importance

L'écologie du paysage est une science qui décrit la structure, le fonctionnement, les qualités, les fonctions et la dynamique spatio-temporelle des paysages. Elle s'intéresse à des systèmes posés d'emblée comme spatiaux et hétérogènes (Baudry, 1988a) et peut apporter énormément de la compréhension des causes et conséquences de la transformation des paysages (Decamps, 2004). Elle étudie donc l'ensemble des habitats situés dans une région, les interactions qui existent entre eux et leurs conséquences (Dajoz, 2006).

L'écologie du paysage est souvent définie comme la réunion de la géographie et de l'écologie et en tant que science, elle décrit et cherche à expliquer (Baudry, 1998) : (i) la structure des paysages (leur compositions et configuration) ; (ii) le fonctionnement des paysages (processus écologiques qui s'y déroulent) ; (iii) les qualités écologiques, économiques et sociales des paysages ; (iv) la dynamique spatio-temporelle des paysages. Elle se définit alors comme une science interdisciplinaire et intégrative mais se distingue des autres branches de l'écologie par l'intérêt qu'elle porte à l'hétérogénéité et à ses effets. Selon cette logique, l'hétérogénéité (i)

est un facteur d'organisation des systèmes écologiques ; (ii) dépend de la nature des éléments et de l'échelle à laquelle le système est représenté ; (iii) est à la fois spatiale et temporelle ; (iv) est le résultat des perturbations naturelles et humaines (Burel et Baudry, 1999).

1.2.2. Historique de la discipline et son évolution

Le terme écologie, proposé en 1866 par Haeckel, biologiste allemand, désigne la science qui étudie les relations des êtres vivants avec leur milieu. Etymologiquement, il associe les mots grecs *oikos* et *logos* et signifie science de l'habitat (Burel et Baudry, 2000).

En effet, la communauté scientifique a dû évoluer et changer d'objet d'étude pour pouvoir répondre aux questions des associations de protection de la nature concernant les effets de la fragmentation forestière sur le déclin des populations animales, et pour apporter des éléments de réponse relatifs aux conséquences écologiques des transformations de l'espace agricole.

L'étude des écosystèmes a fait place à l'étude des systèmes plus complexes pour laquelle la pluridisciplinarité s'est avérée indispensable. Les écologues se sont alors rapprochés de la communauté des biogéographes issus de la pensée de Troll qui créa le premier le terme Ecologie du paysage : « Landschaftökologie » en 1939 (Bogaert et Mahamane, 2005 ; Dajoz, 2006) et il y a eu une volonté-nécessité-de partager les concepts, des outils et de méthodes. De ces échanges est née l'écologie du paysage telle qu'elle se développe actuellement rassemblant une gamme étendue des vues, des théories et des méthodologies (Bastian, 2001), faisant sa force (Wiens, 1999).

Au cours de son histoire, les objets d'étude de l'écologie se sont progressivement complexifiés, de l'individu au paysage, en relation avec le développement des sciences en général et plus récemment des technologies (Acot, 1988). De façon chronologique et conceptuelle, Di Castri (1981) distingue cinq étapes dans cette progression : l'autoécologie, la synécologie, l'écosystème, la biosphère et l'homme dans la biosphère. L'écologie du paysage a commencé à se développer lorsque l'hétérogénéité des systèmes écologiques a été reconnue, alors qu'elle était auparavant considérée comme une gêne que l'on tentait d'éliminer le plus possible lors du choix des milieux à étudiés (Dajoz, 2006).

1.2.3. Approches

En écologie du paysage, on peut dégager trois principales approches qui ne s'excluent pas réciproquement, mais sont plutôt complémentaires (Iorgulescu et Schlaepfer, 2002) :

- Une première approche selon laquelle le paysage est déterminé par les facteurs environnementaux (climat, topographie, etc.) ou par les facteurs dépendant de l'interaction de ces facteurs environnementaux (végétation, hydrologie, etc.) ; à ces facteurs on peut également ajouter l'impact anthropique ;
- Une deuxième approche basée sur la perception de l'environnement par un organisme vivant quelconque, notamment la perception de l'hétérogénéité spatiale du point de vue de ses fonctions vitales ;
- Une dernière approche centrée sur la perception de l'environnement par l'homme ; du point de vue anthropocentrique, le paysage est formé par des entités fonctionnelles qui ont un sens pour la vie de l'homme.

1.3. Paysage

1.3.1. Origine

L'origine du terme « *landscape* » ou « *paysage* » serait la juxtaposition de deux mots : *land* qui est une portion délimitée de territoire et *Scape* qui signifie un assemblage d'objets similaires (Burel et Baudry, 2000).

1.3.2. Définitions

Le paysage est défini comme une surface hétérogène, constituée par un ensemble d'écosystèmes relativement homogènes qui se répètent çà et là et qui sont en interaction (Godron et Forman, 1983). Pour l'écologie, et c'est la définition que nous retenons dans le cadre de cette thèse, il représente un niveau d'organisation des systèmes écologiques, supérieur à l'écosystème, qui se caractérise essentiellement par son hétérogénéité et par sa dynamique gouvernée pour partie par les activités humaines, et où se déroulent et sont contrôlés, un certain nombre de processus (Forman et Godron, 1986 ; Burel et Baudry, 2000).

Les paysages qui marquent les territoires anthropisés, sont le fruit d'une dynamique naturelle et des activités humaines qui expriment des savoirs faire, des évolutions techniques et des besoins humains. Ils sont le reflet des interactions entre nature et sociétés et évoluent en même temps que ces dernières, sous leur impulsion (Burel et Baudry, 2000).

1.3.3. Echelle du paysage

La taille des paysages varie et la définition des unités paysagères amène les problèmes d'échelle au cœur de la réflexion écologique (McEntemeyer et Box, 1987). De la définition du paysage telle que ci-haut adoptée et qui met en avant plan l'hétérogénéité et la dynamique des systèmes, il peut s'appliquer une très grande gamme d'échelles, du continent au microsite (figure 1.1 et 1.2).

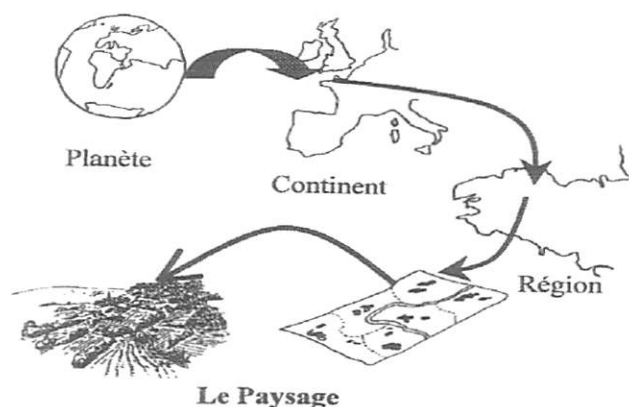


Figure 1.1 : Le paysage, niveau d'organisation des systèmes écologiques situé au-dessus de l'écosystème, mais en dessous de la région et du continent (d'après Forman, 1995a).

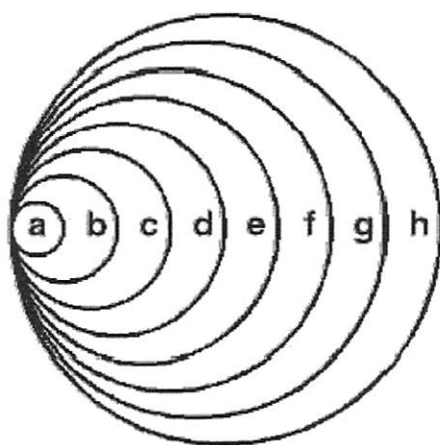


Figure 1.2 : Illustration schématique de la hiérarchie des échelles spatiales. Cette hiérarchie fait référence aux niveaux d'organisation spatialement emboîtés: la cellule (a), l'organisme (b), la population (c), la communauté (d), l'écosystème (e), le paysage (f), le biome (g), et la biosphère (h). Le paysage est donc composé de plusieurs écosystèmes, et fait partie, avec d'autres paysages, d'un biome. Dans le diagramme, chaque échelle est représentée par un cercle dont la surface ne correspond pas à l'étendue actuelle du niveau hiérarchique. D'autres typologies (Forman, 1997 ; Burel & Baudry, 2000) remplacent le niveau du biome par deux niveaux séparés: la région (directement au-dessus du paysage) et le continent (entre le niveau planétaire de la biosphère et celui de la région).

I.3.4. Processus écologique se déroulant au sein du paysage

Les sciences humaines : agronomie, géographie, histoire définissent la structure du paysage et sa dynamique en fonction de l'histoire passée et récente des sociétés (Burel & Baudry, 2000). Ainsi, la dynamique des paysages dépend des relations entre les sociétés et leur environnement, le paysage devient donc la résultante d'une dynamique entre le milieu physique et l'activité des sociétés humaines qui s'y développent. Par conséquent, l'organisation et la dynamique du paysage resteront en interaction constante avec les processus écologiques (figure 1.3).

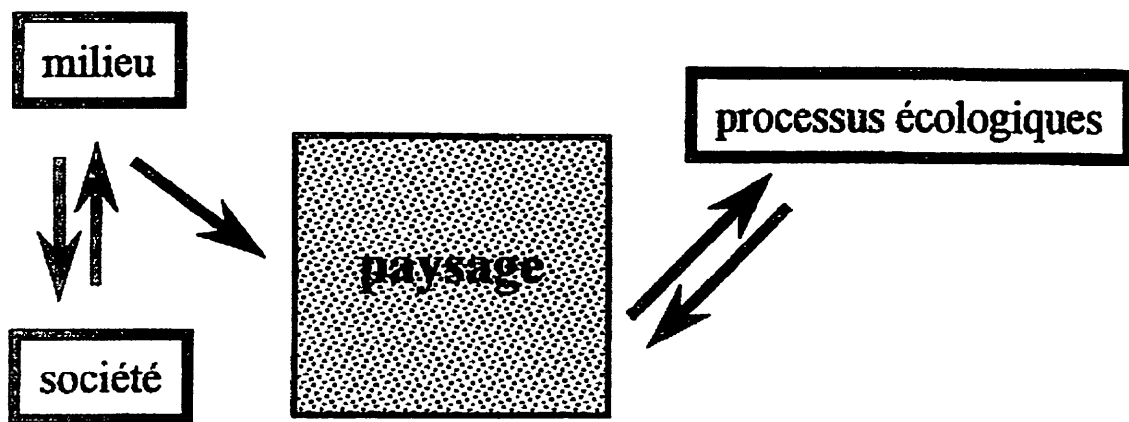


Figure 1.3 : Démarche scientifique adoptée en écologie du paysage : le paysage est la résultante de la dynamique du milieu et de la société qui s'y est développée. La structure, l'organisation, la dynamique du paysage sont en interaction constante avec les processus écologiques qui s'y déroulent (Burel & Baudry, 2000).

I.3.5. Eléments du paysage

Forman et Godron (1981), ont proposé une distinction entre les différents éléments que l'on peut distinguer dans un paysage (figure 1.4). La matrice est l'élément dominant, il est le type ou classe (ensemble des taches ayant des caractéristiques similaires pour le processus considéré), le plus répandu et le moins fragmenté (Iorgulescu et Schalaepfer, 2002) englobant en son sein des taches (bosquets, habitation) et des corridors (éléments linéaires), résultant généralement des activités humaines. L'ensemble des taches constitue une *mosaïque* et l'ensemble de corridors un *réseau*. Au sein des taches (et des corridors), on peut distinguer une lisière qui a de très fortes interactions avec la matrice ou les taches voisines, et un milieu intérieur dans lequel les interactions sont très faibles ou nulles. Plus les taches sont allongées,

plus le ratio lisière/intérieur est élevé. L'arrangement spatial de la mosaïque et des réseaux constitue le *patron paysager*.

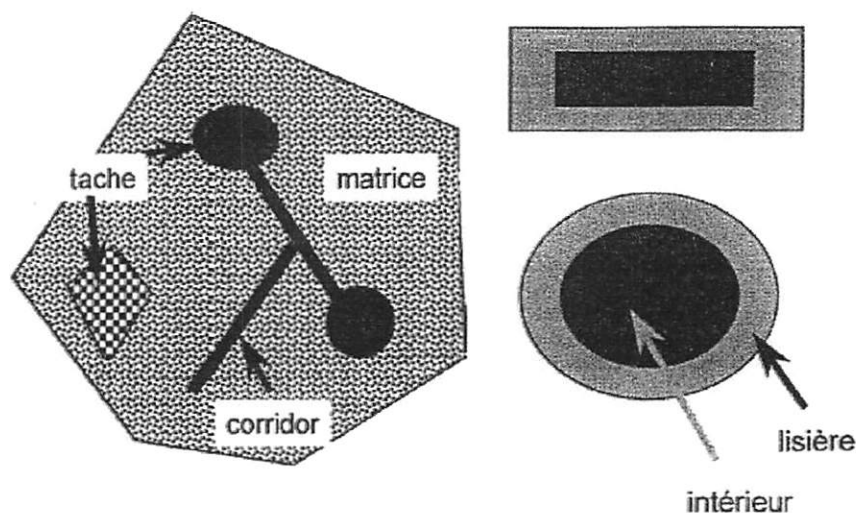


Figure 1.4 : Les catégories d'éléments du paysage. La structure du paysage peut être représentée comme un ensemble de tâches (mosaïque), éventuellement liées par des corridors (réseau). La structure englobant ces deux catégories est appelée la matrice, qui constitue « l'arrière-plan » du paysage. Au sein des tâches (et des corridors), on peut distinguer une lisière qui a de très fortes interactions avec la matrice ou les tâches voisines, et un milieu intérieur dans lequel les interactions sont très faibles ou nulles. D'après Forman et Godron (1981).

Les corridors sont des éléments linéaires du paysage dont la physionomie diffère de l'environnement adjacent. Les corridors peuvent être naturels (rivières, crêtes, passages d'animaux) ou créés par l'homme (route, lignes à haute tension, fosses, haies). Leur linéarité leur confère un rôle particulier dans la circulation des flux des matières ou d'organismes. Forman (1995) leur attribue cinq fonctions principales : habitat, conduit, filtre, source et puits. Les habitats corridors peuvent dans leur forme, leur couvert végétal, leur disposition dans l'espace, produire des conditions du milieu hétérogène. Leur utilisation par les petits mammifères dépendra donc des modalités et des potentialités de réponses des différentes espèces à cette hétérogénéité. En facilitant les mouvements entre tâches et en fournissant des habitats supplémentaires, ils seraient donc des éléments essentiels pour le maintien des populations à l'échelle des paysages (Paillat et Butet, 1994).

1.4. Connectivité ou perméabilité des paysages

L'analyse des mouvements entre les tâches de la mosaïque paysagère est fonction de la composition du paysage, de sa configuration (arrangement spatial des éléments du paysage) et de l'adaptation du comportement des organismes à ces deux variables. C'est ce qui définit la connectivité fonctionnelle ou perméabilité des paysages (Merriam, 1984 ; Taylor et al., 1993).

Cette notion est dépendante de l'espèce considérée et se distingue de la connectivité structurelle (Baudry et Merriam, 1988 dans Burel et Baudry, 2000) qui ne considère que l'arrangement spatial des éléments du paysage. Cependant, connectivité spatiale et connectivité fonctionnelle peuvent être similaires si l'on considère par exemple des espèces spécialistes et peu mobiles qui ne se déplacent que s'il y a connexion directe entre éléments de même nature (Burel et Baudry, 2000).

Le mouvement dans le paysage peut être très difficile à travers certains habitats, ce qui se traduit par la viscosité, la rugosité des éléments du paysage, et les lisières sont plus ou moins perméables en fonction de leur structure et de la nature des éléments adjacents (Stamps et al., 1987; Wiens et al., 1985). Les organismes très mobiles perçoivent l'hétérogénéité des structures spatiales à des échelles différentes de celles perçues par des individus plus sédentaires (Kolasa et Pickett, 1991). Les mouvements diffèrent donc suivant les structures spatiales et suivant les organismes étudiés (Burel et Baudry, 2000).

Pour aller d'une tache d'habitat favorable à une autre, les individus utilisent souvent plusieurs éléments de la mosaïque paysagère. Ces éléments sont plus ou moins favorables au mouvement, et leur organisation spatiale va déterminer l'accessibilité aux taches (Burel et Baudry, 2000).

Bennett (1990) distingue pour les petits mammifères trois types de mouvements à travers les corridors (figure 1.5).

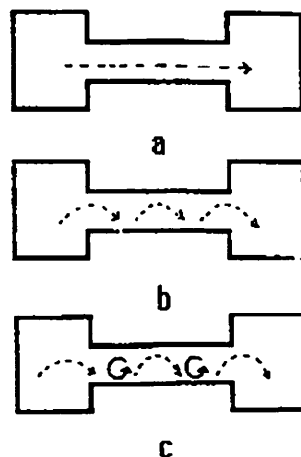


Figure 1.5 : Représentation schématique des trois mécanismes par lesquels les corridors facilitent la continuité entre population dans les habitats en tâches : a- mouvement direct par un individu, b- mouvement d'un individu, ponctué par des pousses, c- flux de gènes à travers une population résidente reproductrice dans le corridor (Bennet, 1990).

1.5. Concept de métapopulation

Dans un paysage caractérisé par l'hétérogénéité spatiale et la fragmentation des écosystèmes sous l'influence de l'homme, beaucoup d'espèces sont réduites à l'état de populations isolées qui peuvent s'éteindre sous l'action de processus aléatoires variés. Mais si les individus de ces populations sont capables de se disperser et de franchir les espaces qui séparent les divers milieux habités, les processus de colonisation pourront compenser les processus d'extinction. Une *métapopulation* est un ensemble de sous populations *interconnectées* par les individus qui se *dispersent* (Hanski, 1991). Le concept de métapopulation est fondé sur la constatation que l'espace est fragmenté en habitats distincts et séparés et qu'il existe des habitats favorables et d'autres défavorables à l'installation d'une espèce. Ceci rapproche l'étude des métapopulations de l'écologie du paysage (Dajoz, 2006).

1.5.1. Définitions

Levins (1970), introduit le concept de métapopulation comme une population formée de populations qui s'éteignent et recolonisent localement ; la persistance d'une métapopulation dans une région n'est possible que si le taux moyen d'extinction est inférieur au taux de migration. Les populations locales sont installées dans les taches d'habitats, qui peuvent être à un instant donné occupées ou vacantes. Des individus disperseurs peuvent quitter une tache pour aller coloniser un élément vide ou renforcer une population de petite taille. Les populations installées dans une tache peuvent disparaître suite à des accidents environnementaux (incendie, coupe,...), ou démographiques (épidémie, vieillissement, ...).

1.5.2. Types de métapopulations

Quatre types de métapopulations sont distingués (Dajoz, 2006, 2008) :

- a) Le premier type qui a inspiré le modèle de Levins, correspond à un ensemble de petites sous-populations vivant dans des milieux à peu près identiques, en équilibre dynamique par suite des processus de colonisation et d'extinction qui se manifestent dans chaque sous-population ;
- b) Le deuxième type correspond à une métapopulation dans laquelle une aire principale importante ayant une population nombreuse sert de source pour des habitats périphériques beaucoup plus réduits en surface dans lesquels les populations

s'éteignent et se recolonisent en permanence par immigration. Ce type est aussi appelé « *mainland-island* » ou modèle de « *Boorman et Levitt* » ;

- c) Le troisième type correspond à un ensemble de sous-populations en interaction les unes avec les autres qui colonisent les habitats éphémères et de petite taille ;
- d) Le quatrième correspond à l'absence de colonisation entre les diverses sous-populations et à une métapopulation en état de non équilibre.

1.5.3. Métapopulations et paysage

La structure du paysage intervient dans plusieurs composantes de la structure des métapopulations : la taille, la forme, et la qualité des taches déterminent la capacité d'accueil de chaque tache et sont donc liées aux probabilités d'extinction. La nature de la lisière, l'hétérogénéité de l'espace entre taches et la nature du voisinage influencent l'intensité et la nature des mouvements individuels entre les taches, et donc déterminent pour partie les processus d'immigration. Ces deux processus sont dépendants de l'espèce considérée. La taille du fragment détermine la taille de la population ; plus cette dernière est réduite, plus elle est vulnérable face à la stochasticité démographique (Hanski, 1989). Les fragments de grande taille par contre permettent le maintien de populations de grande taille (Hastings et Wolin, 1989). La taille des fragments peut avoir une importance bien supérieure aux globaux d'extinction et de recolonisation pour la persistance d'une métapopulation (Harrison, 1991). La distance entre les taches détermine la probabilité d'arrivée de colonisateurs dans les taches.

1.6. Pattern/process-paradigm

1.6.1. Structure spatiale d'un paysage et processus écologiques

L'importance de la structure spatiale des écosystèmes paysagers pour éclairer les processus écologiques est reconnue par la communauté écologique (Fortin, 2002 ; Bogaert et Mahamane, 2005).

Chaque système écologique est caractérisé par une interdépendance de trois éléments clés : sa configuration, sa composition et son fonctionnement (figure 1.6). Un changement d'un élément aura des répercussions sur les deux autres. Si la structure spatiale d'une composante paysagère change, par exemple suite à la fragmentation d'une zone forestière, les processus de migration des populations qui utilisent cette forêt comme habitat changeront également. En plus, si l'écosystème considéré est fragmenté, la composition du paysage connaîtra une

dynamique, car les zones initialement couvertes par la forêt seront remplacées par une autre classe d'occupation du sol (Bogaert et Mahamane, 2005).

En analysant les structures du paysage et leur dynamique, des déductions utiles au sujet des processus (écologiques) fondamentaux peuvent être faites, et vice versa (Bogaert et al., 2004). Cela est connu sous le terme « pattern/process paradigm » et est une hypothèse centrale de l'écologie du paysage, aussi souvent définie pour cette raison comme « une branche de la science développée pour étudier les processus écologiques dans leur contexte spatial. (Antrop, 2001 ; Stine et Hunsaker, 2001 ; Bogaert et Mahamane, 2005).

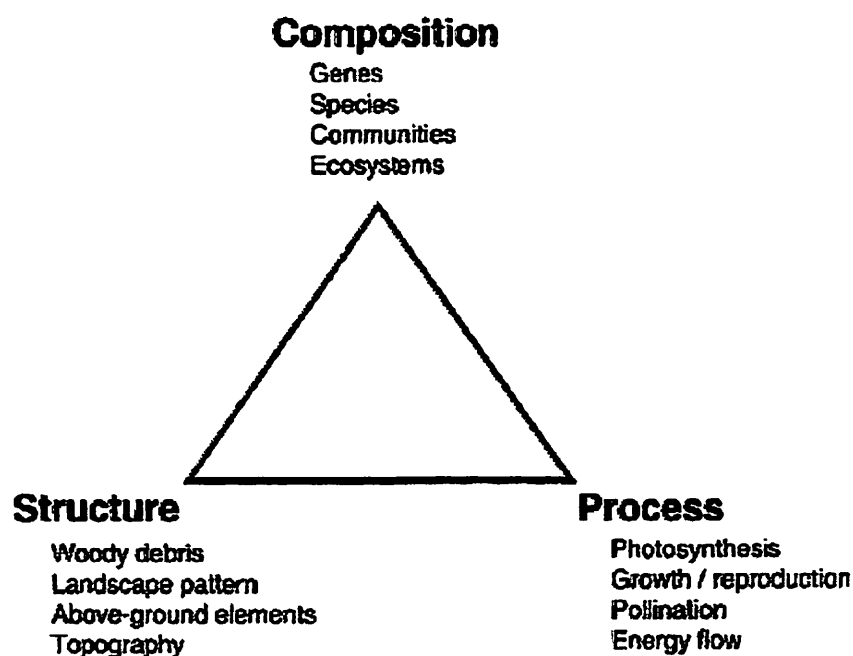


Figure 1.6 : Les éléments clés de chaque système écologique. Les éléments clés de chaque système écologique applicable à chaque échelle spatio-temporelle : la structure u paysage, la composition et les fonctions présentes dans le paysage. Les éléments sont connectés par un triangle équilatéral pour illustrer leur interdépendance. D'après Noon et Dale (2002).

1.6.2. Fonctionnement d'un écosystème

Un écosystème est un système biologique formé par deux éléments indissociables, la biocénose et le biotope. La biocénose est l'ensemble des organismes qui vivent ensemble et le biotope est le fragment de la biosphère qui fournit à la biocénose le milieu abiotique indispensable (Dajoz, 2006).

Au sein d'un écosystème, la dynamique de chaque individu est fortement influencée par les interactions entre cet individu et les autres éléments de l'écosystème (Begon et al., 1990). Ainsi pour un peuplement forestier, la structure spatiale joue un rôle clé dans sa dynamique.

Elle décrit les relations de voisinages entre les individus et prend en compte autant les dimensions des individus que les relations spatiales entre les individus (Bouchon, 1979). Elle détermine en particulier l'environnement local autour de chaque arbre et donc ses conditions de croissance (Goreaud, 2000). Cet environnement local modifie l'expression des processus naturels comme la croissance, la mortalité et la régénération du peuplement. Inversement, ces processus naturels modifient à leur tour la structure spatiale, qui peut aussi être influencée par des actions anthropiques (Ngo Bieng, 2004).

1.7. Notions d'écotone et lisière

1.7.1. Ecotone

Étymologiquement, le mot écotone est grec, il est composé d'*oikos*, qui signifie maison et de *tonos* qui veut dire tension. Un écotone est une zone de transition écologique entre deux écosystèmes (exemple : passage de la savane à la forêt). Selon Cléments (1905) ; Odum (1971) ; Di Castri (1981) ; Wiens et al. (1985) ; Rissler (1989) ; Baudiere et Gauquelin (1990) ; Kolasa et Zalewski (1995), on distingue trois principales approches de l'écotone :

- (1) L'approche descriptive de l'écotone ;
- (2) L'approche fonctionnelle de l'écotone ; et
- (3) L'approche dynamique de l'écotone.

1.7.2. Lisière

Le terme de lisière est employé dans la littérature pour faire référence à une limite, une partie de limite ou encore à un type spécifique de limite, entre deux habitats adjacents qui diffèrent sur un ou plusieurs aspects (Forman, 1995b ; Fagan et al., 2003; Harper et al., 2005)(Tableau 1.1). Les « limites » forment un terme qui englobe diverses notions telles que l'écotone, l'écocline, l'interface, la lisière, le gradient, la zone de transition ou encore la bordure (Cadenasso et al., 2003a; Yarrow et Marin, 2007). Le terme de « limite » est donc employé par les écologues en référence à un large panel de structures concrètes et conceptuelles, qu'il est nécessaire de bien définir, sans cela, des comparaisons significatives entre études sont difficiles à réaliser (Strayer et al., 2003).

Chaque élément du paysage possède une lisière, suivant ses contours. La zone interne de cet élément correspond au « cœur » ou à l' « intérieur » et est dominée par des espèces vivant préférentiellement loin de la bordure. La limite est la ligne qui sépare deux éléments du paysage. Les deux lisières combinées forment la bordure (Tableau 1.1 ; figure 1.7).

Tableau 1.1 : Définitions d'écotone, bordure, lisière et lisière forestière. Adapté de Yarrow et Marin (2007). Source Alignier (2010). Les termes en anglais sont indiqués dans les parenthèses.

Termes	Définitions	Références
Ecotone (Ecotone)	Zone de transition entre systèmes écologiques adjacents Aire des gradients entre deux associations végétales homogènes Transition entre deux ou plusieurs communautés	Van der Maarel (1990) Risser (1995) Odum (1971 dans Janssen (2005)
Bordure (Boundary)	Combinaison des deux zones de lisières d'habitats adjacents Zone entre habitats contrastés dans un paysage hétérogène	Forman (1995) Cadenasso et al. (2003a)
Lisière (Edge)	Interface entre deux types d'écosystèmes différents Surface 'un élément du paysage où s'opère l'effet de lisière Bordure étroite	Harper et al. (2005) Forman (1995) Fagan et al. (2003)
Lisière forestière (Forest edge)	Interface entre habitats forestiers et non forestiers	Harper et al. (2005)

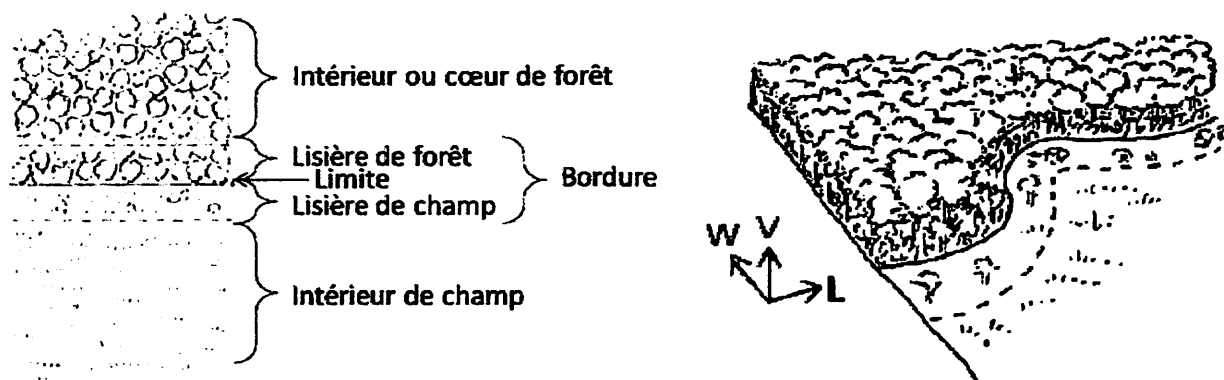


Figure 1.7 : Relations spatiales entre limite, lisières et bordure. Adapté de Forman (1995). L= longueur ; V= vertical et W= dimension de lisière.

Les lisières forestières, à l'interface entre les milieux agricoles et forestiers, marquent la limite des bois. Elles forment la membrane par laquelle les bois s'accroissent ou se réduisent et par laquelle les flux de matière, d'énergie et d'organismes transitent. En formant une discontinuité dans le paysage, les lisières modifient les conditions environnementales locales et influencent la biodiversité des forêts (Alignier, 2010).

1.7.3. Processus à l'origine des lisières

Les lisières forestières, considérées comme « naturelles » entre la forêt et l'espace agricole sont pourtant des milieux artificialisés. Dans les paysages anthropisés, les lisières sont créées et entretenues par les pratiques agricoles et sylvicoles (Lindenmayer et Fischer, 2006). Sans la

pression constante de l'homme pour maintenir ces limites en place, la dynamique naturelle des forêts conduirait à son expansion sur la matrice agricole (Herlin, 2001). Les limites actuelles des forêts, à distinguer des limites potentielles (qui correspondent aux limites des forêts en conditions naturelles non perturbées), sont des limites de régression, suite au défrichement et à l'expansion des formes d'exploitation agricole (Otto, 1998). Les lisières sont donc des milieux soumis le plus souvent à des perturbations récurrentes, à même de modifier la composition des communautés et la distribution des espèces qui les composent. Dans les pays tropicaux, l'occupation du sol change rapidement (Veldkamp & Lambin, 2001 ; Hansen et al., 2008) et la fragmentation forestière, conséquence de l'agriculture itinérante sur brûlis, accroît l'hétérogénéité d'occupation du sol et la densité des lisières des paysages forestiers.

1.7.4. Lisières et leur configuration

Les lisières des taches jouent un rôle dans le mouvement des individus disperseurs : elles sont plus ou moins perméables en fonction de leur environnement immédiat, de leur structure et de l'espèce considérée. Elles peuvent être perçues comme des discontinuités ou comme des gradients marqués. Une lisière large peut être perçue comme une zone de transition par un organisme très mobile qui la traverse en peu de temps, alors qu'un autre organisme peu mobile, peut percevoir cette lisière comme une tache avec des limites étroites. Les organismes relativement sédentaires, parce qu'ils rencontrent peu de lisières dans leurs mouvements, peuvent percevoir des différences entre les taches comme des lisières plus marquées que les organismes plus mobiles (Burel et Baudry, 2000).

1.7.5. Effets de lisière

Les lisières, entre les forêts et les parcelles agricoles, sont généralement les premières concernées par les modifications des paysages induites par les évolutions récentes des territoires ruraux (Aligner, 2010).

L'effet de lisière est la résultante des processus écologiques qui s'opèrent à la zone de lisière. Cet effet est à l'origine de différences de structure, de composition ou de fonction par rapport aux écosystèmes adjacents (Harper et al., 2005). Il correspond aux variations d'un facteur, biotique ou abiotique, en réponse à la présence d'une lisière. Cette réponse s'exprime généralement selon un gradient orienté, de la lisière vers le cœur de la forêt (McDonald et Urban, 2006). L'effet de lisière est variable selon les facteurs considérés, mais aussi selon les

caractéristiques des lisières comme leur orientation, leur ancienneté, le type d'interface (Aligner, 2010).

La sensibilité des espèces de Rongeurs aux effets de lisière a été testée au cours de cette thèse (chapitre 4), afin de vérifier la confirmation selon laquelle les Rongeurs sont des bio-indicateurs des effets de lisière.

1.8. Notion d'anthropisation

La planète terre est entrée dans une nouvelle ère géologique qui a été appelée « Anthropocène ». Ce terme est une référence au fait que les activités humaines sont devenues si intenses et si extensives qu'elles touchent l'environnement dans toutes les régions et dans tous les milieux, aussi bien terrestre que marins. Elles affectent des écosystèmes, le climat, les cycles biogéochimiques, la biodiversité (Dajoz, 2008).

A partir de la préhistoire récente, l'homme, devenu agriculteur, agit significativement sur son milieu et même, aujourd'hui, sur ses processus évolutifs (Monnier, 1991). Il devient un intervenant majeur sur le milieu, minimisant l'effet des fluctuations climatiques, au demeurant mineurs, des six derniers millénaires (Vernet, 1997).

Les hommes ont modifiés des écosystèmes plus complètement au cours des 50 dernières années qu'à tout autre moment de leur histoire. Ceci est dû à des besoins croissants liés en particulier à une démographie galopante et, souvent, à beaucoup de gâchis et à la surconsommation dans certains pays (Dajoz, 2008).

A des prélèvements de bois ponctuels et sans conséquences apparentes sur l'écosystème, pratiques qui seront la règle des sociétés de chasseurs-cueilleurs, se substituent de larges modifications (essartage, déforestation) connues sous le nom de « déforestation néolithique » (Vernet, 1997).

L'évolution récente des paysages sous la pression des activités humaines : exploitation des forêts tropicales, intensification des terres agricoles, urbanisation croissante, transforme de façon profonde les systèmes écologiques au niveau planétaire (Turner II et Meyer, 1994). Ces changements sont l'une des causes majeures d'érosion de la biodiversité (Solbrig, 1991).

En RD Congo, les aires protégées sont infiltrées par les activités anthropiques liées à la pression des populations environnantes. C'est le cas de la réserve de Masako qui enregistre un

fort taux d'occupations du sol au détriment de la forêt primaire à *Gilbertiodendron dewevrei* (De Wild.) J. Leonard.

1.9. Fragmentation des forêts et déforestation

1.9.1 Fragmentation forestière et ses conséquences

Avec la croissance de la population et les besoins de plus en plus grands qu'elle suscite, une proportion de plus en plus grande des milieux naturels est fragmentée en éléments dont la surface peut être très réduite. C'est le cas en particulier des massifs forestiers (Dajoz, 2008).

La fragmentation avec l'hétérogénéité et la connectivité, est un concept clé à la base du développement de l'écologie du paysage. Elle s'applique aussi bien aux habitats qu'aux populations (populations fragmentées). De façon générale, la fragmentation est caractérisée par une diminution de la surface totale d'un habitat et son éclatement en fragments, ou plus simplement par une rupture de continuité des habitats (Burel et Baudry, 2003). Elle entraîne la perte d'habitat, l'isolation des taches et l'effet de lisière (Bogaert, 2000) (figure 1.8). La fragmentation d'un grand écosystème comme un massif forestier a des conséquences diverses (Fahrig, 2003).

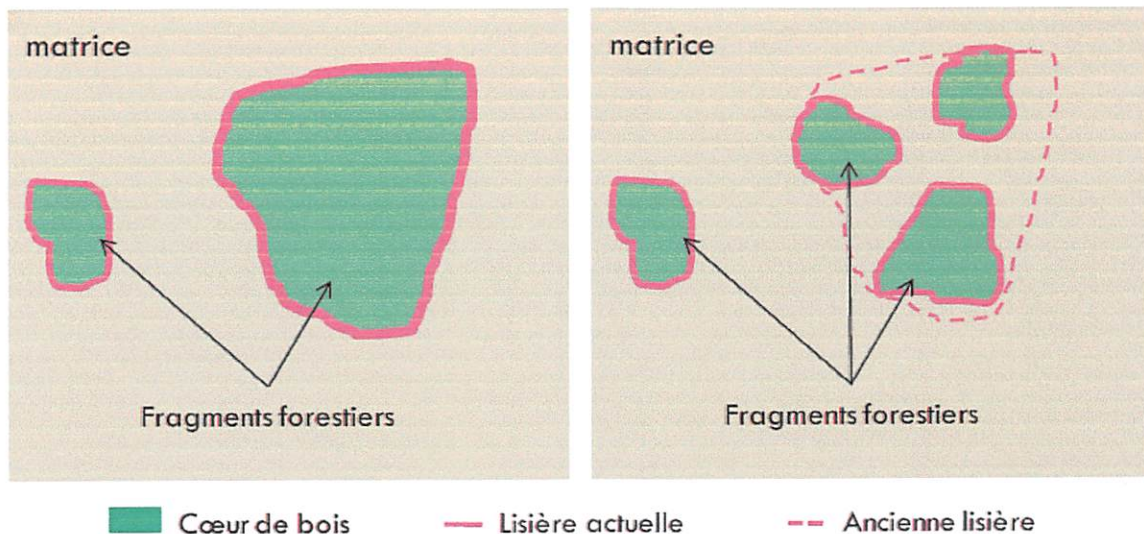


Figure 1.8 : Illustration des conséquences de la fragmentation avec le morcellement d'un massif forestier en plusieurs petits fragments de surface réduite et plus isolés avec augmentation de la proportion de lisières et diminution de la quantité d'habitats (Aligner, 2010).

Le milieu forestier est considéré comme l'habitat le plus touché par la fragmentation (Pereboom, 2006). En modifiant la configuration du paysage forestier, la fragmentation du paysage est une des menaces majeures qui pèse actuellement sur la diversité biologique (Henle et al., 2004). Elle entraîne une diminution de la capacité à pourvoir aux ressources

nécessaires (carrying capacity) dans chaque fragment ce qui entraîne une diminution du nombre d'espèces ou d'individus par espèce (Douglas et al., 2000; Pimm et al., 1988). Par l'augmentation de la densité relative des lisières, la fragmentation peut amener une modification de la composition en espèces de chaque fragment, en général au détriment des espèces les plus spécialisées (Pereboom, 2006). En zone forestière, il s'en suit une modification de la composition et de la configuration spatiale dans le paysage forestier initial. Généralement causée par les actions anthropiques, la fragmentation forestière est une conséquence de la déforestation (Broadbent et al., 2008).

La structure d'un paysage résulte des processus conjoints de fragmentation et de défragmentation. Les effets sur la biodiversité, consécutifs à la fragmentation, sont le plus souvent défavorables (Aligner, 2010).

Dans sa revue réunissant plus d'une centaine de références bibliographiques, Fahrig (2003) rapporte que la fragmentation altère non seulement la richesse spécifique, l'abondance des espèces mais aussi la diversité génétique, le taux de croissance des populations, les interactions entre espèces ou encore la dispersion des individus et leur taux de prédation (figure 1.9).

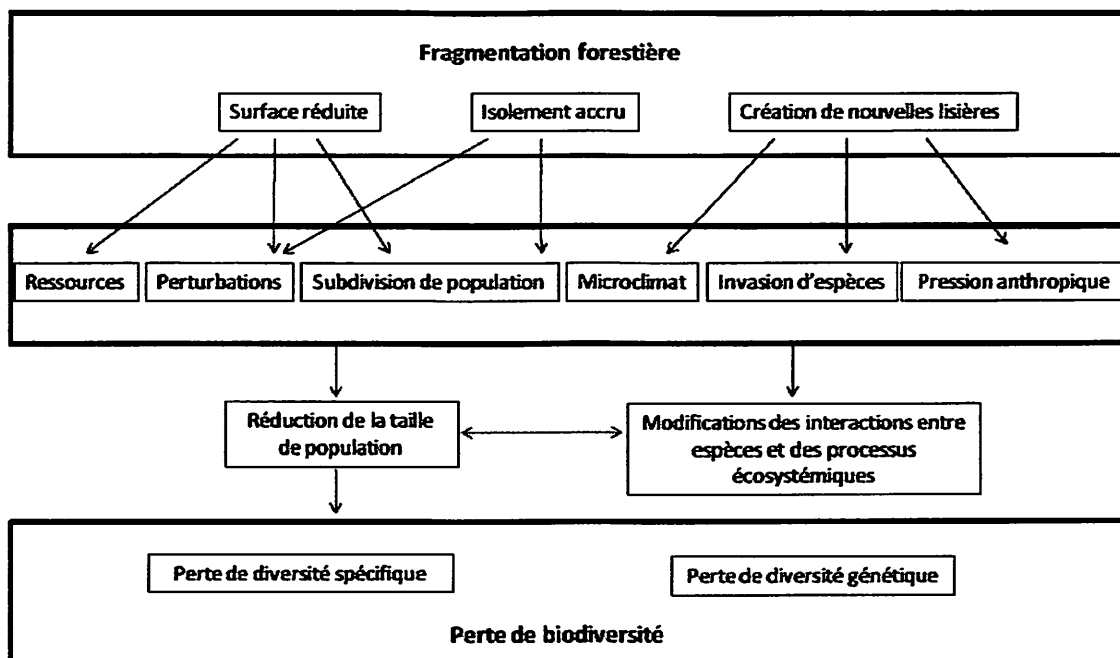


Figure 1.9 : Modèle conceptuel des conséquences de la fragmentation forestière. Les flèches indiquent des relations causales. D'après Zuidema et al. (1996) et Lindenmayer et Franklin (2002). Source : Aligner (2010).

1.9.2. Déforestation tropicale

La déforestation est une dynamique au cours de laquelle la forêt est remplacée par un autre type d'occupation du sol. Les taux élevés de déforestation tropicale sont liés à la croissance démographique et la pauvreté ainsi que la culture itinérante dans de grandes étendues de forêts (Mather et Needle, 2000 ; Lambin et al., 2001). Mais cette assertion est discutée par d'autres études (Geist et Lambin, 2001) qui ne mettent pas en doute le rôle de la croissance de la population, de la pauvreté, ou des techniques culturales. Ces auteurs montrent que la déforestation tropicale est provoquée par deux grands groupes de causes : les causes immédiates (proximate causes) et les causes sous-jacentes (underlying causes). Les causes immédiates de la déforestation tropicale sont liées aux activités humaines qui ont une influence directe sur l'environnement (Turner et al., 1990, 1993). Il s'agit de l'expansion de l'agriculture, l'exploitation du bois d'œuvre et l'extension des infrastructures. Les causes sous-jacentes (ou processus sociaux), sont des forces fondamentales qui sous-tendent les causes les plus évidentes ou immédiates de la déforestation tropicale. Ce sont les facteurs démographiques (pression démographique), économiques, institutionnels, socio-politiques et culturels (Ledec, 1985; Lambin, 1994; Mainardi, 1998; Kaimowitz et Angelsen, 1998; Contreras-Hermosilla, 2000). La déforestation résulte donc de processus complexes et dans la plupart des cas, il est impossible d'isoler une cause unique (Walker, 1987). Les facteurs qui influencent la déforestation sont différents d'un continent à un autre (Murali et Hedge, 1997 ; Rudel et Roper, 1997) selon la région ou le lieu des activités de l'homme occasionnant ce changement (Turner et al., 1990). C'est pourquoi selon Geist et Lambin (2001), la comparaison systématique des études de cas à l'échelle locale est une méthode extrêmement productive pour extraire des généralités sur les causes et les processus de dynamique d'occupation des terres à des échelles multiples. Dans cette thèse il ne s'agira pas de déterminer les causes de la déforestation, mais plutôt de relever son impact sur la faune de rongeurs et la composition floristique des habitats, dans l'écosystème fragmenté de Masako.

1.9.3. Problématique de la déforestation et de la dégradation des terres en RD Congo

Les forêts de la RD Congo abritent une faune d'une grande richesse et une biodiversité unique en son genre (Bamba, 2010). La dégradation des terres et la déforestation constituent un frein sérieux au développement économique et social de la République Démocratique du Congo (RDC). La principale cause de déforestation mais aussi la principale menace en RDC, est donc l'agriculture vivrière. Le développement envisagé des plantations industrielles (palmiers

à huile notamment) fait planer une menace supplémentaire sur le massif forestier de la RDC (Duveiller et al., 2008). Gibbs et al. (2010) dans Kennis (2012), indiquent que près de 100% de toutes les terres agricoles nouvellement créées proviennent de forêts primaires intactes dans la région centrale en RDC, ce qui en fait une région importante de l'étude pour la conversion des terres. La grande majorité de la population rurale de la RDC repose sur les forêts pour leur subsistance comme une source de protéines, de médecine, d'énergie, de matériaux et de revenus en espèces (Debroux et al., 2007) ; elles constituent leur cadre de vie normal. En effet, les forêts dans la vie rurale congolaise sont : (a) un moyen de subsistance car fournissent les biens indispensables à la survie : matériaux de construction, bois de chauffage et de cuisson, aliments de base telles que les protéines de la viande de chasse, et la pharmacopée traditionnelle ; la médecine traditionnelle basée sur les plantes est pratiquement le seul soin de santé accessible pour la majorité des populations rurales ; (b) une source de revenus financiers par le commerce de viande de brousse jusque dans les régions les plus éloignées ; dans la périphérie des centres urbains, le commerce de bois de feu, de charbon de bois, de bois de construction, de la viande de brousse sont des activités lucratives ; (c) une source d'activité économique et d'investissements car la forêt attire les industries du bois et les industries agricoles, et avec elles les routes, les opportunités d'emplois et les travaux d'infrastructure sociale qui se négocient dans le cadre des cahiers des charges, telles que les écoles, dispensaires, etc... ; en quelque sorte, de façon indirecte, la forêt « s'échange » contre les instruments de développement apportés par le secteur privé industriel ; (d) un réservoir de terres arables pour l'agriculture itinérante. Ainsi, la dégradation des terres et la déforestation contribuent en effet à la dégradation des systèmes de production, la détérioration de l'environnement, la perte de biodiversité, l'augmentation des gaz à effet de serre, la baisse des rendements agricoles et l'exacerbation de la pauvreté. Globalement, elles portent atteinte à la productivité des terres et à la santé de la population. Cependant, ces forêts sont soumises à une surexploitation (Anonyme, 2006). De plus, en RD Congo, la déforestation est également concentrée le long du réseau routier et d'autres voies de communication. Là aussi, la principale cause serait la demande en produits alimentaires de grandes villes de la région. Le risque majeur de déforestation est observé à proximité des grandes villes (Bamba, 2010). Le cas de la réserve de Masako située seulement à 14 Km de la ville de Kisangani.

1.10. Chorologie

L'évolution galopante de la population mondiale a comme conséquence, une pression croissante sur l'environnement à travers trois secteurs : l'industrie, l'urbanisation et

l'agriculture. Or, l'Homme est "naïvement" coupable du gaspillage lorsque les villes se développent. Pourtant, l'espace à notre disposition est limité aussi bien en ressources telles que le gaz, le pétrole, le phosphore, l'eau, etc. mais aussi dans son aire. Dans un tel contexte, les populations doivent faire attention à la façon dont elles utilisent ces ressources (Anonyme, 2015). La transformation du paysage par l'homme souligne donc l'importance de la conservation du paysage et confirme le statut de l'espace géographique comme une ressource non-renouvelable. Ainsi, il a été inventé le terme «choralogie» pour l'étude des modèles, des valeurs et services des zones terrestres (paysages, des espaces géographiques) tout en reconnaissant leur étroitesse. C'est une nouvelle discipline qui s'intéresse à la disponibilité limitée en espace pour les activités anthropiques. Le terme est dérivé des mots grecs « χώρα » ou « Chora » signifiant territoire, friche, terrain vague ou l'espace rural et λόγος ou « Logos » qui signifie science. Cette nouvelle discipline est déduite dans un premier temps des celles existantes telles que l'écologie du paysage, l'urbanisme, l'architecture de paysage ou la gestion de l'environnement. Dans cette optique, la choralogie est une approche nouvelle regroupant plusieurs disciplines qui doivent interagir ensemble en vue d'une meilleure gestion de l'espace. A la longue, des méthodes appropriées, des théorèmes et des paradigmes seront ou pourront être développés. L'étréitesse des zones terrestres impose une utilisation durable des domaines susmentionnés et concomitamment des valeurs et des services, qui peuvent être de nature divergente, tels que la production de biomasse, la prévention de l'érosion, la régulation du climat, le patrimoine culturel ou la beauté des paysages (Bogart, communication personnelle).

1.11. Hypothèses-et objectifs de la thèse

a. Hypothèse générale

Etant donné l'interdépendance des trois éléments clés d'un paysage (sa composition, sa configuration et son fonctionnement), de telle manière qu'un changement d'un de ces éléments aura des répercussions sur les deux autres (Noon et Dale, 2002), l'intensification des activités anthropiques, actuellement en cours dans la Réserve forestière de Masako, affecte la configuration des forêts, ce qui peut entraîner des conséquences diverses sur la faune de rongeurs et la composition floristique des habitats.

b. Hypothèses spécifiques

Notre compréhension de ces processus d'anthropisation et des perturbations du paysage forestier de la Réserve de Masako nous pousse à émettre quelques hypothèses spécifiques que nous nous sommes proposés de vérifier à la suite de ce travail. Ces hypothèses sont :

Hypothèse 1 : Conformément à la littérature (Iyongo, 2013), ce travail vérifie sur base de nos données, si les Rongeurs peuvent servir comme des bio-indicateurs de l'anthropisation forestière et des effets de lisière ;

Hypothèse 2 : La pression anthropique dans le paysage de Masako, affecte la structure démographique (sex-ratio, classes d'âges) des populations de Rongeurs. Les femelles sont plus sensibles que les mâles, particulièrement en saison subsèche.

Hypothèse 3 : Etant donné que la fragmentation des forêts a conduit à l'hétérogénéité spatiale et à la complexification du paysage de Masako (i) les populations de Rongeurs qui y abritent évoluent sous forme des métapopulations dont le maintien et la survie dépendent de la forêt primaire hébergeant des populations plus ou moins permanentes et de la connectivité biologique des habitats ; (ii) les espèces de Rongeurs choisissent de vivre dans les taches de meilleure qualité et s'affilient différemment aux habitats; (iii) la composition floristique et la structure diamétrique sont différentes entre les habitats étudiés.

c. Objectifs

De façon globale, cette étude vise à mesurer l'impact des activités anthropiques sur la flore et la faune de Rongeurs, la connectivité des habitats à partir de la mobilité spécifique de Rongeurs et enfin, à améliorer l'affiliation des espèces aux habitats. De cet objectif général découle les objectifs spécifiques ci-après :

- conformément à la littérature (Iyongo, 2013), vérifier l'information selon laquelle, les Rongeurs sont sensibles (bio-indicateurs) aux effets de lisière et d'anthropisation forestière ;
- identifier l'influence de la pression anthropique et de la fragmentation sur la structure démographique des populations de Rongeurs notamment sur le sex-ratio et les classes d'âges au sein des habitats et par saison ;
- vérifier la connectivité fonctionnelle des habitats ;

- déterminer l'affiliation des espèces de Rongeurs par rapport aux habitats étudiés ; et
- caractériser la composition floristique et la structure diamétrique des habitats étudiés

1.12. Plan de la thèse

Cette dissertation doctorale s'articule autour de 8 chapitres. Elle comprend 4 chapitres des résultats qui seront valorisés sous forme de contributions scientifiques dans un ouvrage qui sera édité par « *Les Presses Agronomiques de Gembloux* ».

Le premier chapitre est celui relatif à l'introduction générale. Il est subdivisé en plusieurs sections dont la section 1 donne le contexte et justification de l'étude, les sections 2 à 10 abordent les différentes notions de l'écologie du paysage en rapport avec cette thèse, la section 11 présente les hypothèses et objectifs de la présente étude et enfin, la section 12 renseigne sur le plan de la thèse.

Le deuxième chapitre est consacré au milieu d'étude et à l'approche méthodologique appliquée. Il fournit les informations globales sur le milieu étudié, décrit l'approche méthodologie utilisée pour chaque chapitre relatif aux résultats et renseigne sur les statistiques employés.

Le troisième chapitre jette un regard sur la systématique, la biologie et l'écologie des espèces de Rongeurs capturés.

Le chapitre quatrième est une affirmation des résultats d'autres recherches, selon lesquels les Rongeurs peuvent servir des bons bio-indicateurs des effets de lisière et d'anthropisation forestière.

Le chapitre cinquième analyse le sex-ratio et la structure de classes d'âges des populations de Rongeurs ainsi que l'abondance et la diversité dans un contexte d'anthropisation.

Le chapitre sixième analyse et approfondie l'affiliation des espèces aux habitats et mesure l'influence de la mobilité spécifique de Rongeurs sur la connectivité d'habitats. Il décrit la nature des métapopulations de Rongeurs dans le paysage fragmenté de Masako.

Le chapitre septième caractérise sur le plan botanique, les 4 principaux habitats étudiés en ce qui concerne leur composition floristique et leur structure diamétrique.

Le huitième chapitre discute les aspects méthodologiques et les principaux résultats obtenus au cours de cette thèse. En plus, il ressort la valeur ajoutée de la thèse, montre les limitations et les contraintes pour la présente étude et parle des implications pour la conservation de la biodiversité et l'aménagement de la réserve de Masako et des autres aires protégées de la RD Congo.

Enfin, la présente thèse se termine par une conclusion générale qui fait la synthèse des différentes hypothèses testées au cours de la présente thèse, des perspectives traduites sous forme des suggestions et par la liste des références bibliographiques et des quelques annexes.

CHAPITRE II : MILIEU D'ETUDE, MATERIEL ET METHODES

Le présent chapitre décrit le milieu d'étude et présente l'approche méthodologique adoptée dans le cadre de cette thèse.

2.1. Milieu d'étude

2.1.1. Situation géographique

La Réserve forestière de Masako (figure 2.1) est située en République Démocratique du Congo, dans la province démembrée de la Tshopo (anciennement District de la Tshopo), à proximité de la ville de Kisangani, à 14 Km du Côté Nord-Est. Elle est localisée à 00°36' latitude Nord et 25°13' longitude Est, entre 460-500 m d'altitude, sur l'ancienne route Buta, dans la collectivité Lubuya Bera (Juakaly, 2007), en face du village Batiabongena (Dudu, 1991). Elle a une superficie totale de 2105 ha (Dudu, 1991 ; Upoki, 2001 ; Juakaly, 2002 ; Mukinzi et al., 2005 ; Meniko, 2010 ; Kennis, 2012 ; Iyongo, 2013) presque entièrement située dans l'une des boucles de la rivière Tshopo, encore appelée "Boucle de Masako" (Dudu, 1991).

La Réserve forestière de Masako a été au début des années 1920 (Soki, 1994) suite à la secondarisation généralisée de la végétation autour de la ville de Kisangani à cause de la pression démographique (Lubini, 1981 ; Juakaly, 2007) et de l'agriculture itinérante sur brûlis, principale activité des habitants de l'hinterland (Mate, 2001). Cette réserve était une propriété du Département des Affaires Foncières, Environnement et Conservation de la Nature (actuellement Coordination Provinciale de l'Environnement et Développement Durable). Elle a été créée par l'ordonnance loi n° 521378 du 12 novembre 1953 (Juakaly, 2002 ; Mukinzi et al, 2005).

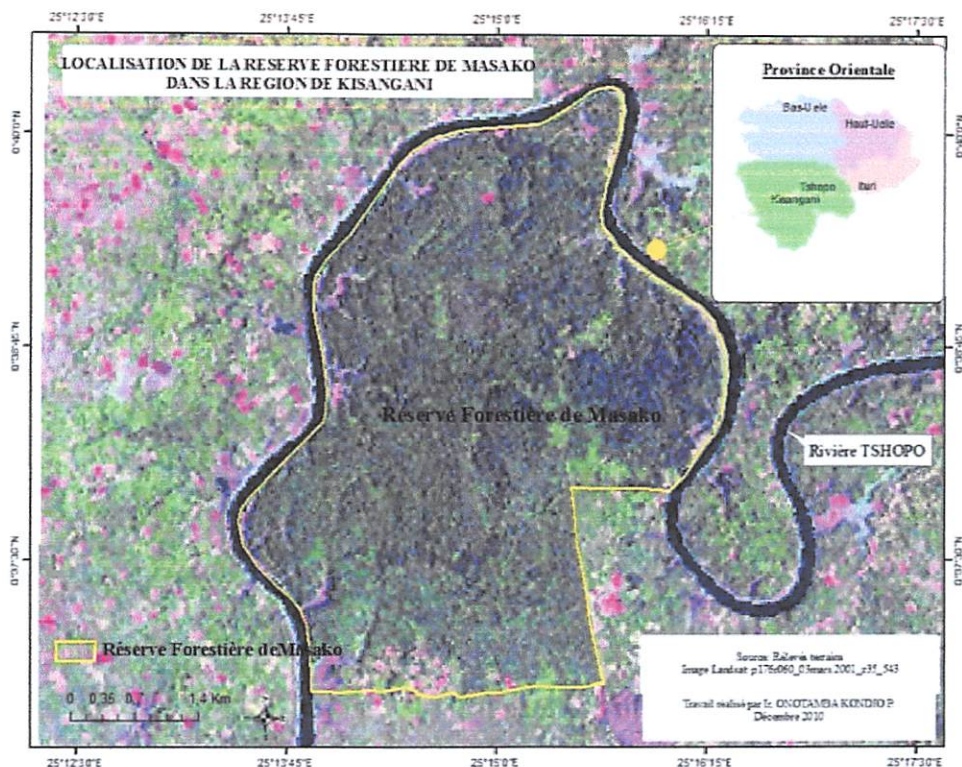


Figure 2.1: Localisation de la Réserve forestière de Masako. La carte montre l'emplacement de la Réserve de Masako (RFM) qui est délimitée dans sa grande partie par la grande boucle de la rivière Tshopo. La province démembrée de la Tshopo, issu de l'ancienne province orientale, dans laquelle se situe la RFM est indiquée. Carte réalisée sur base d'une image Landsat 2001. Source : DIAF-MECNT, 2010.

2.1.2. Cadre physique

2.1.2.1. Climat

Le climat de la réserve de Masako est globalement celui de la région de Kisangani, sauf quelques petites modifications (température et pluviométrie) dues à la présence du couvert végétal de la réserve et à son hydrographie assez dense (Juakaly, 2007 ; Meniko, 2010). Selon Goffaux (1990), cette région est caractérisée par un climat du type « Af_i » de la classification de Köpen. Dans cette classification, « A » désigne un climat chaud avec les moyennes mensuelles supérieures à 18°C ; « f » le climat humide dont la pluviosité est répartie sur toute l'année ; c'est-à-dire sans saison sub sèche absolue et dont la hauteur mensuelle des pluies du mois le plus sec est supérieur à 60 mm et « i » signale une très faible amplitude thermique (Nyakabwa, 1982 ; Upoki, 2001, Juakaly, 2002 et Juakaly, 2007).

Les tendances saisonnières de la région de Kisangani sont consignées dans le tableau 2.1 reprenant les données de températures et de précipitations recueillies de 2004 à 2013 à la

station de l'aéroport international de Bangboka par la Mission Spéciale des Nations Unies au Congo (MONUSCO) et celles d'humidité relative d'après Upoki (2001) et Juakaly (2007).

Tableau 2.1 : Moyennes mensuelles de température (°C), précipitation (mm) et d'humidité relative (%) dans la région de Kisangani. Tm : Température moyenne mensuelle ; HRm : Humidité relative moyenne mensuelle ; Ppm : Précipitations moyennes mensuelles. S₁ : saison 1 allant de décembre à février ; S₂ : saison 2 allant de mars à mai ; S₃ : saison 3 allant de juin à août et S₄ : saison 4 allant de septembre à novembre. Données recueillies de 2004 à 2013 (Source MONUSCO).

Paramètres	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Année
T.m	28,3	28,4	28,9	28,4	28,4	28,6	27,6	27,6	28,1	28,4	28,3	28,2	28,3
HRm	81,7	79,1	84	83,1	84,3	85,6	87,3	86,4	85	84,7	85,2	84,3	84
PPm	55,5	97,8	99,40	143,0	142,0	86,2	80,9	142,0	191,0	160,0	177,0	94,3	122,4
Tot.PP.m			384,4			309,1			528,0			247,6	
Saison	S ₁		S ₂			S ₃			S ₄			S ₁	

La température varie de 27, 6°C à 28,9°C avec une moyenne annuelle de 28,3°C. Les précipitations sont abondantes toute l'année, mais inégalement réparties, avec une hauteur moyenne annuelle de 1782,7 mm. On observe un déficit pluviométrique en Janvier (55,5 mm) et Juillet (80,9 mm), périodes qui correspondent aux saisons subsèches de notre région. Les maxima par contre sont constatés en Avril (143,0 mm) et en Novembre (177,0 mm), mois qui correspondent aux périodes des grandes pluies à Kisangani. L'humidité de relative de l'air varie entre 79,1 % et 87,3 % de février à juillet avec une moyenne annuelle de 84,0 %. L'insolation oscille entre 42% et 45 % dans une atmosphère assez nébuleuse surplombant les forêts de la RD Congo. Le minimum est observé en août tandis que le maximum se situe entre janvier et février correspondant approximativement à la période de passage du soleil sur le territoire (Soki, 1994 ; Juakaly, 2007) c'est à dire à la période où le soleil atteint son zénith. Le diagramme ombrothermique est donné ci-dessous (figure 2.2).

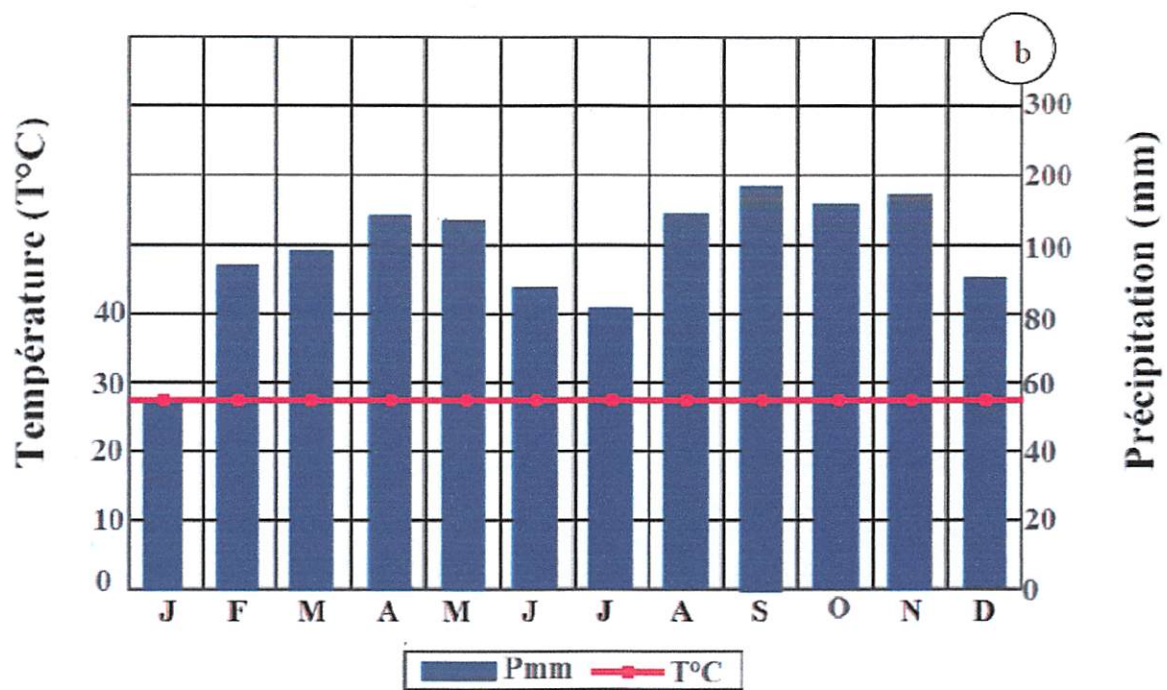


Figure 2.2 : Diagramme ombrothermique de la région de Kisangani. A gauche les valeurs de température et à droite celles de précipitations moyennes mensuelles. Deux périodes de baisses de pluies (périodes subsèches, décembre-février et juin-août) et deux autres de grandes pluies (périodes humides, mars-mai et septembre-novembre) sont visibles. Source : Katusi (2015).

2.1.2.2. Hydrographie

Le réseau hydrographique de la Réserve de Masako est dominé par une seule grande rivière, la Tshopo, et la présence de 13 ruisseaux qui s’y déversent tous. Parmi eux, nous pouvons citer Amakasampoko, Masanga-Mabe, Magima, Amandje, Mayi ya chumvi, Masanga - mabe et Masako le principal ruisseau ayant donné son nom à la Réserve (Dudu, 1991).

2.1.2.3. Géologie, pédologie et géomorphologie

Les sols de la réserve forestière de Masako présentent les caractéristiques générales des sols de la cuvette centrale. Ces sols sont généralement acides (pH environ 4,5) et pauvres en minéraux. Le substrat géologique est composé d’un mélange de grès et d’argiles rouges, de marnes et de calcaires (Van Wambeke et Evrard, 1954 ; Ngongo et al., 2009). En fonction du niveau de drainage du sol et de la nature du matériau parental, on distingue deux principaux groupes : les sols issus du substrat rocheux et les sols dérivés, se développant sur les alluvions. Le climat chaud et humide de ces zones intertropicales, ont contribué à l’altération de minéraux primaires et a influencé la formation de sols ferralitiques, sablo-argileux et acide dans la région de Kisangani. Ces sols rouge-ocre ont une faible teneur en éléments solubles et

une faible stabilité d'agrégats (Kombele, 2004 ; Kahindo, 2011). Les silicates de la roche-mère (gneiss, granites, schistes,...) en contact avec les pluies tropicales libèrent la silice (SiO_2) à l'état colloïdal, le sesquioxyde de fer ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) et le sesquioxyde d'aluminium ($\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$). Les eaux d'infiltration entraînent la silice colloïdale et les cations (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+) des minéraux primaires. Les sols deviennent riches en hydroxydes de fer et d'aluminium (Kombele, 2004).

Trois formes géomorphologiques sont distinguées à Kisangani : les dômes interfluviaux ou les plateaux, les basses terrasses et les alluvions récentes ainsi que les zones des replats. Les plateaux sont constitués de sable de recouvrement de teinte jaune ocre, chargé de gros grains quartzeux et siliceux : le plateau arabisé au Sud-Est, le plateau médical à l'Ouest et le plateau Boyoma au Nord-Est. Les basses terrasses et les alluvions récentes sont taillées par des rivières. Ce sont donc des terrasses fluviales. Les zones de replats se localisent sur les axes routiers Kisangani-Buta, Kisangani-Ituri et les rails qui relient Kisangani à Ubundu (Bola, 2002 ; Sabongo, 2015).

2.1.3. Choix et localisation du site

Plusieurs raisons expliquent le choix de la Réserve forestière de Masako comme cadre pour la réalisation de cette étude : (1) la réserve possède un statut d'aire protégée et jouit du privilège de constituer une étendue proche de la ville de Kisangani susceptible d'offrir des habitats forestiers divers, propices pour des recherches écologiques d'une longue durée ; (2) la présence d'une mosaïque d'habitats suite à la fragmentation et probablement en interactions ; (3) la présence d'une gamme des données sur sa faune, issues des recherches antérieures devant faciliter une bonne comparaison des résultats ; (4) la présence d'un écosystème adapté à l'étude de Rongeurs en milieu fragmenté ; (5) l'accessibilité de la réserve à partir de la ville de Kisangani offrant plusieurs facilités de réalisation des travaux de terrain ; (6) la présence d'un gîte aux conditions offrant des meilleures possibilités de logement et de travail (figure 2.3).



Figure 2.3 : Images illustrant le gîte de Masako. A gauche, la vue de devant montrant le gîte dans son entièreté et à droite, l'intérieur du gîte montrant quelques chercheurs dans le laboratoire en train de réaliser certains travaux après le terrain. Photo Jpp Meniko, 2012.

2.1.4. Formations végétales

La végétation influence fortement le choix des micromammifères, de leur habitat et de celui de leur nid ou gîte (Dudu et Gevacts, 1987). De même, les plantes nourrissent la plupart des Rongeurs et entretiennent des microclimats propices à la vie de certains micromammifères (Fox et Fox, 1981).

Le tiers de la réserve de Masako était autre fois recouvert d'une forêt primaire à *Gilbertiodendron dewevrei* (De Wild.) J.Leonard (Germain, 1960 dans Dudu, 1991). Le reste, jadis forêt primaire, était occupé par des forêts secondaires assez vieilles résultant du déboisement de la forêt primaire entre 1948 et 1953 en vue d'installer une plantation à essences commercialisables (Dudu, 1991). Actuellement la superficie de la forêt primaire est de plus en plus réduite au sein de la réserve de Masako à cause de la déforestation. Ces espaces déboisés sont remplacés par des forêts secondaires (vieille, adulte et jeune), des forêts marécageuses ou ripicoles, des jachères (jeune, adulte et vieille) et des champs. La stratification de la réserve forestière de Masako réalisée à l'aide d'une image Landsat de 2001 est donnée ci-dessous (figure 2.4).

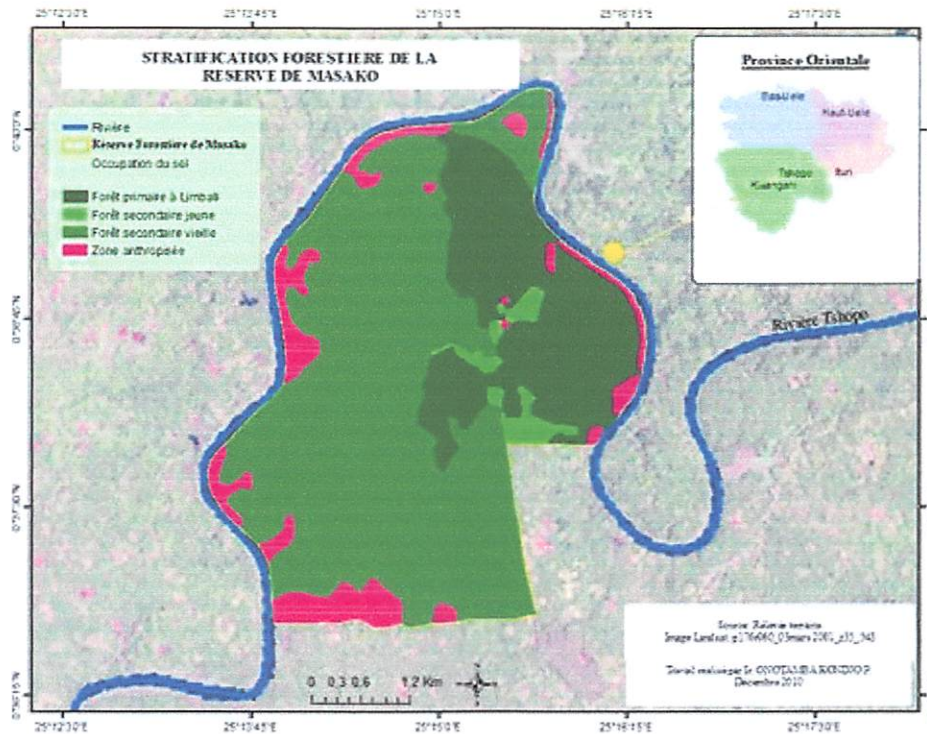


Figure 2.4 : Stratification de la Réserve forestière de Masako. Cinq strates sont clairement identifiées : la forêt primaire à *Gilbertiodendron dewevrei* avec 566,7 ha, la forêt secondaire jeune avec 59,2 ha, la forêt secondaire vieille avec 1375,4 ha et les zones anthropisées avec 202,2 ha. Ce qui fait un total de 2203,6 ha approchant la superficie officielle de 2105 ha. Carte réalisée en décembre 2010 par Ir. Onotamba K. (DIAF-Ministère de l'Environnement et Développement Durable RDC).

2.1.5. Description botanique des habitats étudiés

Le chapitre 4 (jachère adulte, forêt secondaire jeune et leur zone de lisière) et le chapitre 7 (forêt primaire, forêt secondaire vieille, jachère vieille et jachère jeune) des résultats ayant décrits sur le plan botanique les différents habitats étudiés, nous nous limiterons à ne donner ici que quelques informations à titre indicatif. Ainsi, seules les cinq familles et espèces les plus abondamment retrouvées dans chaque habitat seront indiquées.

2.1.5.1. Forêt primaire (chapitre 7)

L'inventaire botanique réalisé en forêt primaire (figure 2.5) a permis d'identifier 963 pieds d'arbres regroupés en 38 familles et 156 espèces. Les familles les plus abondantes sont celles de Leguminosae (117 individus), Myristicaceae (109 individus), Meliaceae (91 individus), Schlegeliaceae (78 individus) et Lecythidaceae (45 individus). *Thomandersia hensii* De Wild. & T.Durand (8,10%), *Petersianthus macrocarpus* (P.Beauv.) Liben (6,54%), *Gilbertiodendron dewevrei* (De Wild.) J.Leonard (6,44%), *Trichilia gilgiana* Harms (5,30%), *Staudtia kamerunensis* Warb. (4,67%), *Pycnanthus angolensis* (Welw.) Warb. (3,95%),

Macaranga spinosa Müll.Arg. (3,12%), *Aidia micrantha* (K.Schum.) Bullock ex F.White (2,70%), *Trilepisium madagascariense* DC. (2,60%), *Coelocaryon preussii* Warb. (2,60%) sont les espèces caractéristiques du peuplement.



Figure 2.5 : Profil de la forêt primaire de Masako étudiée. L'espèce *Gilbertiodendron dewevrei* constituant le fond floristique de cet habitat est mis en exergue. Photo Jpp Meniko, 2012.

2.1.5.2. Forêt secondaire vieille (chapitre 7)

Dans la forêt secondaire vieille (figure 2.6), 904 pieds d'arbres repartis en 34 familles et 109 espèces sont inventoriés. Dans cet habitat, les familles les mieux représentées sont celles de Meliaceae (107 individus), Myristicaceae (107 individus), Sclegeliaceae (98 individus), Lecythidaceae (85 individus) et Leguminosae (60 individus). Les espèces les plus abondantes sont : *Thomandersia hensii* De Wild. & T.Durand (10,84%), *Petersianthus macrocarpus* (P.Beauv.) Liben (9,40%), *Trichillia gilgiana* Harms (7,85%), *Coelocaryon preussii* Warb. (6,86%), *Funtumia africana* (Benth.) Stapf (6,31%), *Uapaca guineensis* Müll.Arg. (3,87%), *Pycnanthus angolensis* (Welw.) Warb. (3,33%), *Aidia micrantha* (K.Schum.) Bullock ex F.White (3,21%), *Trilepisium madagascariense* DC. (2,99%), *Barteria nigritana* Hook.f. (2,54%).



Figure 2.6 : Image de la forêt secondaire vieille étudiée à Masako. La figure donne un aperçu de la partie aérienne des quelques pieds de *Trilepisium madagascariensis*. Photo Jpp Meniko, 2012.

2.1.5.3. Forêt secondaire jeune (chapitre 4)

Un total de 373 arbres regroupés en 27 familles et 85 espèces a été inventorié dans la forêt secondaire jeune (figure 2.7). Les familles les plus abondantes sont : Euphorbiaceae (57 individus), Meliaceae (54 individus), Lecythidaceae (36 individus), Myristicaceae (35 individus) et Leguminosae (24 individus).



Figure 2.7 : Image de la forêt secondaire jeune étudiée à Masako. On voit un pied de *Quassia gabonensis* et des quelques *Thomandersia hensii*. Photo Jpp Meniko, 2012.

Dans la forêt secondaire jeune, la végétation était dominée par *Petersianthus macrocarpus* (P.Beauv.) Liben (9,65%), *Uapaca guineensis* Müll.Arg. (4,83%), *Quassia gabonensis* Pierre (4,83%), *Entandrophragma angolense* (Welw.) C.DC. (4,83%), *Funtumia africana* (Benth.) Stapf (4,56%), *Dichostemma glaucescens* Pierre (4,02%), *Trichilia gilgiana* Harms (3,49%),

Pycnanthus angolensis (Welw.) Warb. (3,49%), *Trilepisium madagascariense* DC. (3,22%) et *Staudtia kamerunensis* Warb. (3,22%).

2.1.5.4. Jachère vieille (chapitre 7)

La jachère vieille étudiée (figure 2.8) a révélé la présence de 925 pieds d'arbres réunis en 37 familles et 102 espèces. Les familles abondantes sont celles d'Euphorbiaceae (196 individus), Myristicaceae (83 individus), Leguminosae (74 individus), Urticaceae (62 individus) et Meliaceae (61 individus). Les espèces les plus abondantes rencontrées dans la jachère vieille sont : *Pycnanthus angolensis* (Welw.) Warb. (7,68%), *Macaranga spinosa* Müll.Arg. (7,35%), *Petersianthus macrocarpus* (P.Beauv.) Liben (6,38%), *Oncoba welwitschii* Oliv. (6,05%), *Trichilia gilgiana* Harms (5,73%), *Dichostemma glaucescens* Pierre (5,51%), *Thomandersia hensii* De Wild. & T.Durand (4,22%), *Musanga cecropioides* R.Br. ex Tedlie (4,11%), *Macaranga monandra* Müll.Arg. (3,24%) et *Antidesma membranaceum* Müll.Arg. (2,49%).



Figure 2.8 : Profil de la jachère vieille étudiée à Masako. L'image montre l'aspect général du sous bois dans cet habitat. Photo Jpp Meniko, 2012.

2.1.5.5. Jachère adulte (chapitre 4)

Dans la jachère adulte (figure 2.9), 352 arbres de 30 familles et 54 espèces ont été identifiés. On y rencontre abondamment les familles Urticaceae (74 tiges), Euphorbiaceae (60 tiges), Flacourtiaceae (34 tiges), Arecaceae (23 tiges) et Malvaceae (18 tiges). Les espèces *Musanga cecropioides* R.Br. ex Tedlie (20,74%), *Macaranga spinosa* Müll.Arg. (6,25%), *Elaeis guineensis* Jacq. (5,11%), *Alchornea cordifolia* (Schumach. & Thonn.) Müll.Arg. (4,26%), *Macaranga monandra* Müll.Arg. (3,69%), *Harungana madagascariensis* Lam. ex Poir.

(3,13%), *Rauvolfia vomitoria* Afzel. (2,84%), *Pycnanthus angolensis* (Welw.) Warb. (2,84%) et *Oncoba welwitschii* Oliv. (2,84%) caractérisent floristiquement l'habitat.



Figure 2.9 : Vue de la jachère adulte étudiée à Masako. A l'arrière plan, on remarque un pied de *Maesopsis eminii*. Le sous bois est jonché des espèces *Costus afer* et *Aframomum laurentii*. Photo Jpp Meniko, 2010.

2.1.5.6. Jachère jeune (chapitre 7)

La jachère jeune (figure II.10) étudiée est constituée de 384 pieds d'arbres repartis en 24 familles et 46 espèces. Les familles les plus abondamment retrouvées sont celles d'Euphorbiaceae (83 individus), Malvaceae (59 individus), Leguminosae (58 individus), Urticaceae (38 individus) et Cannabaceae (28 individus). Les espèces caractéristiques retrouvées dans la jachère jeune sont : *Urena lobata* L. (15,36%), *Musanga cecropioides* R.Br. ex Tedlie (9,90%), *Albizia gummifera* (J.F.Gmel.) C.A.Sm (9,11%), *Trema orientalis* (L.) Blume (7,29%), *Maesopsis eminii* Engl. (5,99%), *Macaranga spinosa* Müll.Arg. (5,21%), *Macaranga monandra* Müll.Arg. (4,43%), *Petersianthus macrocarpus* (P.Beauv.) Liben (4,17%), *Alchornea cordifolia* (Schumach. & Thonn.) Müll.Arg. (3,39%) et *Ricinodendron heudelotii* (Baill.) Heckel (3,39%).



Figure 2.10 : Image de la jachère jeune étudiée à Masako. On observe un groupement à *Chromolaena odorata* et quelques individus d'*Ananas comosus*. Photo Jpp Meniko, 2010.

2.1.5.7. Lisière : forêt secondaire jeune-jachère adulte (chapitre 4)

La lisière (figure 2.11), une zone d'interface entre la forêt secondaire jeune et la jachère adulte, comptait 525 pieds d'arbres repartis en 34 familles et 98 espèces. Elle était caractérisée par la dominance des espèces *Musanga cecropioides* R.Br. ex Tedlie (12%), *Dichostemma glaucescens* Pierre (8,95%), *Petersianthus macrocarpus* (P.Beauv.) Liben (5,52%), *Uapaca guineensis* Müll.Arg. (4,76%), *Macaranga spinosa* Müll.Arg. (4,38%), *Trichilia gilgiana* Harms (3,62%), *Quassia gabonensis* Pierre (3,43%), *Coelocaryon botryoides* Vermeesen (3,43%) et *Funtumia africana* (Benth.) Stapf (2,67%).



Figure 2.11 : Image de la lisière étudiée à Masako. On aperçoit quelques individus d'espèces que : *Chromolaena odorata*, *Oncoba welwitschii*, *Buchnerodendron speciosum*, *Carica papaya*, *Musanga cecropioides*, Photo Jpp Meniko, 2010.

2.1.6. Impacts anthropiques à RFM (Actions humaines à Masako)

L'action de l'homme sur les ressources forestières est avant tout destructrice. L'intensité de cette destruction est fonction de la densité de la population, du mode de vie de cette dernière, de l'ancienneté de l'occupation des terres et de modalité de changement de types d'occupation du sol.

En RDC, la chasse et l'agriculture itinérante sur abattis brûlés sont reconnues comme les principales activités de survie des populations. Elles sont pratiquées depuis plus d'un siècle, comme dans la plupart des forêts africaines (Bahuchet et Joiris, 1993). La région de Kisangani renferme une population d'environ 2.163.000 habitants, soit 30 % de la population totale de la Province Orientale (INS, 2009) dont plus de 80 % sont tributaires des forêts.

D'une manière générale, l'activité principale du paysan de Masako est l'agriculture itinérante sur abattis brûlés (figure 2.12). La mise en jachère dépasse rarement sept ans, si bien que le sol subit une forte pression dont l'issue est encore inconnu à ce jour (Juakaly, 2002).

En plus de l'agriculture, les paysans s'adonnent à l'exploitation forestière artisanale et à la fabrication du charbon de bois qui sont d'autres activités destructrices des forêts. Suivant les saisons, la population riveraine de la réserve pratique la cueillette des champignons et des végétaux comestibles, le ramassage des chenilles et des escargots, la chasse à fusil et à chiens de chasse, la pêche à filet ou à nasse et la fabrication du vin de palme à partir d'*Elaeis guineensis* ou de *Raphia gillettii*. Elle trouve dans la forêt le nécessaire pour sa survie, notamment : bois de chauffe, bois de construction, plantes médicinales, viande de brousse, rotangs, pailles, aphrodisiaques etc... Souvent, les arbres à chenilles et les palmiers sont simplement abattus pour faciliter les opérations de ramassage des chenilles et de fabrication du vin. Quelques images des activités anthropisées réalisées à Masako sont présentées dans la figure 2.12 ci-dessous.



Figure 2.12 : Quelques exemples des activités anthropiques menées dans la Réserve forestière de Masako. *A* : Association culturelle manioc-mais installée dans un champ après abattis brûlis ; *B* : bois de chauffe stockée au bord du champs et prêt pour évacuation ; *C* : Planches de bois sciées issues de l'exploitation forestière artisanale ; *D* : Stère de bois énergie prêt pour le transport ; *E* : Vue d'une porcherie installée dans la réserve ; *F* : Fruit d'*Annonidium manii* cueilli dans la réserve et consommé par les enfants ; *G* : chenilles précocement récoltées par une paysanne ; *H* : chiens de chasse conduit par leur maîtres (non photographiés) pour la chasse au gibier dans la réserve ; *I* : bois de construction entassés par un paysan dans la forêt secondaire et *J* : Four traditionnelle de carbonisation actif. Photos Jpp Meniko, 2010 ; 2012 ; 2013).

2.2. Matériel et méthodes

2.2.1. Matériel

Deux catégories de matériels peuvent être identifiées au cours de cette étude : Le matériel biologique principalement constitué des espèces végétales inventoriées et des individus de Rongeurs capturés au sein des différents habitats ; et les matériels techniques constitués de tous les instruments utilisés pour la récolte des données sur le terrain.

a. Etude de la population de Rongeurs

Les matériels ci-après ont été utilisés pour la récolte des données :

- le peson de 50 g et de 100 g de marque « *Pesola* » pour peser les bêtes capturées ;
- le pied à coulisse pour la mesure des paramètres morphologiques ;
- les tubes d'Ependorph et l'alcool à 95 % pour la conservation des phalanges en vue des analyses génétiques d'ADN ;
- les filets en moustiquaires, les gangs, les paires de pince, les ciseaux pour la manipulation de Rongeurs afin d'opérer le marquage des bêtes et de prélever les mesures morphométriques ;
- les étiquettes de codage des bêtes ;
- les fiches de terrain pour mentionner les informations (Annexe 1) ;
- les sachets rayés bleu-blancs pour la signalisation des stations de piégeages le long des layons.

b. Etude de la flore

Pour réaliser l'inventaire botanique des habitats étudiés, les matériels ci-après ont été utilisés :

- les machettes pour l'ouverture et le nettoyage des layons ;
- la boussole Topo-chaix pour le tracer des layons ;
- les galons métriques pour la délimitation des grilles de comptage ;
- les rubans circonférentiels pour la mesure de diamètres à hauteur de poitrine (DHP) ;
- la peinture pour le marquage des arbres ;
- les fiches de relevés botaniques ;
- le GPS Garmin map 62s pour la prise des coordonnées géographiques ;
- le Relascope de *Bitterlich* pour la mesure de diamètre (DHP) des arbres gros

2.2.2. Approche méthodologique

2.2.2.1. Présentation des dispositifs expérimentaux

Au cours de cette thèse, deux dispositifs expérimentaux ont été utilisés. Le premier est constitué des trois grilles de piégeages de 1 ha chacune (50 m x 200 m), installées respectivement dans une jachère adulte, une forêt secondaire jeune et leur zone de contact (lisière). Les grilles rectangulaires plutôt que carrées ont été utilisées en vue de respecter la profondeur de la lisière qui était de 50 m. Dans chaque grille, une distance de 5 m était

comptée avant l'ouverture de cinq layons parallèles de 200 m de long et équidistants de 10 m qui ont servi aux piégeages. Ces grilles étaient distantes de 200 m les unes des autres (figure 2.13).

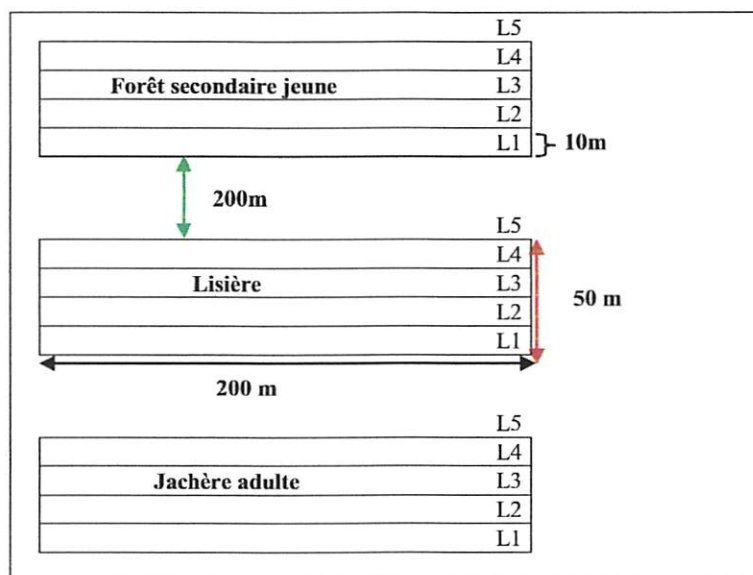


Figure 2.13 : Premier dispositif expérimental ayant servi à l'étude de Rongeurs et de la végétation dans trois types d'occupations du sol dans la réserve forestière de Masako. Données récoltées d'avril à août 2010 à l'aide des pièges *Sherman* et des clapettes *Lucifer*. L : layon.

Le second dispositif est constitué de quatre grilles de piégeage (figure 5.1, chapitre 5) carrées, de 1 ha chacune (100 m × 100 m), installées dans une forêt primaire, une forêt secondaire vieille, une jachère vieille et une jachère jeune. Chaque grille comptait 10 layons de 100 m, distant de 10 m les uns des autres. Sur les quatre, trois grilles (jachère jeune, jachère vieille et forêt secondaire vieille) étaient spatialement ou structurellement connectées et se situaient à au moins 75 m les unes des autres. La forêt primaire (grille à part), se trouvait à 600 m des trois autres.

2.2.2.2. Techniques de récolte des données

2.2.2.2.1. Faune de Rongeurs

1°. Piégeage dans des grilles

Dans le cadre de cette thèse, deux sortes de grilles de piégeages ont été utilisées au sein des différents habitats de la Réserve forestière de Masako. Les trois premières grilles, de forme rectangulaire (200 m × 50 m), ont été installées dans une jachère adulte, une forêt secondaire jeune et dans leur zone de contact (lisière) afin de tester si les Rongeurs sont des bons bio-indicateurs des « effets de lisière » et d'anthropisation forestière (chapitre 4). Quatre autres

grilles de forme carré (100 m × 100 m) ont à leur tour été installées dans une jachère jeune (\pm 3 ans), une jachère vieille (\pm 7 ans), une forêt secondaire vieille et une forêt primaire afin de mener les différentes études abordées aux chapitres 5, 6 et 7.

2°. Intérêt du piégeage en recherche

Le piégeage présente plusieurs intérêts qui sont :

- établir l'importance faunique d'un site (inventaire qualitatif): recenser les espèces présentes, leur importance relative, identifier certaines espèces rares. Peut permettre de déterminer des zones d'intérêts pour la conservation de la biodiversité ;
- estimer la taille de population et la densité de certaines espèces sur un site (inventaire quantitatif). Consiste à capturer et marquer les individus sur une surface (grille de piégeage) de manière à en estimer la taille de la population ;
- évaluer l'impact des bouleversements environnementaux (perturbations, coupes forestières, feux, étalement urbain, activités anthropiques) sur les populations animales. Les micromammifères notamment les Rongeurs constituent à ce titre d'excellents indicateurs biologiques ; certains assemblages d'espèces et l'abondance de certaines communautés peuvent être caractéristiques de sites perturbés ou exploités ;
- études fondamentales (connaître la biologie des espèces) : exigences écologiques, patrons de distribution, densité relative, fluctuation de densité, taux de survie/fécondité, traits d'histoire de vie (périodes de reproduction, taille des portées).

3°. Pièges employés

Deux types des pièges : (i) les clapettes de marque « *Lucifer Rat Traps* » à captures mortes et ; (ii) les pièges « *Sherman Live Traps* » à captures vivantes, ont été utilisés au cas par cas pour le piégeage de Rongeurs en milieux forestiers de Masako.

4°. Appâts utilisés

La pulpe de noix de palme (*Elaeis guineensis* Jacq) mûr a été utilisée comme appât unique pour l'étude de Rongeurs comme bio-indicateurs des effets de lisière et d'anthropisation des forêts (chapitre 4).

L'appât multiple constitué du mélange de pulpe de noix de palme (*Elaeis guineensis* Jacq) mûre, de chikwangue à base de manioc (*Manihot esculenta* Crantz) cuit et de pâte d'arachides grillées (*Arachis hypogaea* L) a servi à son tour pour l'étude de la structure démographique des populations de Rongeurs (chapitre 5) et celle de mobilité et affiliation des espèces de Rongeurs aux habitats (chapitre 6). Ces deux types d'appâts sont illustrés ci-dessous (figure 2.14).



Figure 2.14 : Appâts utilisés dans le cadre de cette thèse. A gauche les noix de palme mûre et à droite le mélange pulpe de noix de palme mûre, chikwangue à base de manioc et pâte d'arachides. Photo Jpp Meniko, 2012.

5°. Dispositions des pièges

Le long des layons, un signalement de station de piégeage était noté tous les 10 m à l'aide des morceaux des sachets rayés (bleu et blanc) attachés aux arbustes. Les pièges étaient disposés par un, à chaque station de piégeage, en s'appuyant alternativement sur le côté gauche et droit du layon. Dans le premier dispositif, les clapettes « *Lucifer rat-traps* » à captures mortes et les pièges "*Sherman live traps*" à captures vivantes ont été disposés systématiquement le long des layons à raison 50 par chaque type de piège. Un total de 100 pièges par grille, à raison de 20 pièges par layon ont été utilisés. Dans le second dispositif, les pièges « *Sherman live traps* » ont été exclusivement utilisés. Ils étaient placés au nombre de 100 par grille à raison de 10 pièges par layon.

6°. Durée de piégeage

Dans un premier temps, une durée de dix jours de captures par campagne ou session a été retenue durant cinq sessions de captures, soit d'avril à août 2010, et a été appliqué dans le premier dispositif avec la méthode de prélèvement des bêtes. En second lieu et dans le deuxième dispositif, cette durée a été réduite à cinq jours pour douze sessions de captures

(février 2012 à janvier 2013) avec la méthode de captures vivantes des bêtes par la technique de capture-marquage-recapture.

7°. Relevés de pièges et difficultés rencontrées

Tous les pièges (ceux ayant capturés ou non les bêtes) étaient visités et appâtés de nouveau, voire repositionnés, chaque jour durant toutes les sessions de captures. En ce moment, la sensibilité de chaque piège était vérifiée et corrigée si nécessaire. Les relevés commençaient tôt le matin vers 7 heures, en essayant de ne pas faire trop trainer les bêtes dans les pièges, afin de réduire le stress et la mortalité des bêtes liée à un séjour prolongé dans les pièges.

La quantité importante des pièges à appâter, à piéger et à relever ainsi que le temps nécessaire y accordé étaient les difficultés majeures rencontrées lors des sessions de captures. A cela il faut ajouter le danger lié aux captures d'autres animaux dangereux tel que le serpent, la pression des villageois sur la faune de Rongeurs par le piégeage traditionnel (loin de nos grilles), la mort de quelques bêtes à la suite du stress lors de la manipulation pour mensuration éventuelle, et enfin, la blessure des individus trop agités par l'aluminium de piège *Sherman* (figure 2.15).



Figure 2.15 : Difficultés rencontrées pendant le piégeage de Rongeurs à Masako. La rencontre des animaux dangereux, la présence des pièges traditionnelles dans le dispositif de récolte de données, la mort des bêtes lors de manipulation et la blessure des certains individus par l'aluminium de piège Sherman, figurent parmi les difficultés rencontrées pendant le piégeage. Photos Jpp Meniko, 2012.

8°. Technique de capture-marquage-recapture (CMR)

La technique écologique de capture-marquage-recapture a été utilisée parce qu'elle est indispensable pour les études à long terme et pour les analyses de dynamique des populations. Pour cette technique, Borgault (2008), indique que trois catégories de marques sont connues, chacune trouvant son utilité selon le contexte d'étude :

- *Marquage simple* : chaque animal capturé est muni d'une marque universelle qui ne permet pas de reconnaître l'individu. Cette technique est utilisée pour les méthodes simples d'estimation d'abondance (Lincoln-Petersen).
- *Marquage date-spécifique* : la marque identifie une séance de capture particulière (exemple : tous les animaux capturés le 25 août ont une marque de couleur rouge). Cette dernière est appropriée pour estimer l'abondance par la méthode de Jolly-Seber.

- *Marquage individuel* : chaque individu est muni d'une marque unique (code alpha numérique) qui permet de l'identifier.

Cependant, il existe une panoplie de méthodes de marquages dans un contexte de capture-marquage recapture (Borgault, 2008) :

(a) *Coloration* : peinture sur le pelage, produits décolorants ; (b) *Étiquettes* : marque numérotée sur l'oreille. Pour les petits mammifères, il est usuel d'utiliser les étiquettes en acier et les transpondeurs qui sont des petites capsules cylindriques contenant une microplaquette programmée avec un code d'identification unique. La capsule est insérée dans l'animal par injection sous-cutanée. Un lecteur portatif à proximité de l'animal marqué permet de décoder le numéro de la puce, et donc de fournir le numéro d'identification de l'individu. Quoique plus cher, c'est une alternative au marquage plus traditionnel avec un taux de perte à long terme très faible et est très approprié pour les études longitudinales ; (c) *Mutilations* : poinçonnage du pavillon de l'oreille, coupe de poils (motifs), stigmatisation, tatouage, amputation des phalanges (ciseaux droits, coupe ongle, onguent à large spectre).

Le marquage individuel par mutilations ou amputations des phalanges aux ciseaux, où chaque individu muni d'une marque unique ou d'un code alphanumérique permettant de l'identifier a été adopté. Les extrémités des phalanges ont été soigneusement coupées, évitant le plus possible de blesser l'animal. Le ciseau est nettoyé après chaque utilisation à l'eau et désinfecté à l'alcool pour éviter toute contamination. Chaque individu possède donc un code unique issu de la combinaison des phalanges coupées en se servant de huit phalanges antérieures (4 à la patte droite et 4 autres à la patte gauche), numérotées de 1 à 8 et de dix postérieures (5 pour la patte droite et 5 à la patte gauche), numéroté par 10 et allant de 10 à 100 que comptent les Rongeurs. Les phalanges sont d'abord coupées par deux, puis par trois, quatre etc. Le codage était continu pour les captures réalisées dans toutes les grilles afin de mesurer l'impact de la mobilité de Rongeurs sur la connectivité biologique des habitats.

A titre d'exemple : (i) code 1/15 : le chiffre 1 avant la barre est le numéro de la série, il peut aller jusqu'à 10 en fonction de l'abondance de Rongeurs dans le milieu étudié, le chiffre 1 après la barre indique la première phalange de la patte antérieure droite et le chiffre 5 qui suit indique la première phalange de la patte antérieure gauche; (ii) code 1/28 : le chiffre 1 avant la barre est le numéro de la série, les chiffres 2 après la barre est la deuxième phalange de la patte antérieure droite et 8 est la huitième phalange la patte antérieure gauche ; (iii) code 1/11050 : le chiffre 1 avant la barre est le numéro de la série, celui après la barre est la

première phalange de la patte antérieure droite, le chiffre 10 est la première phalange de la patte postérieure droite et le chiffre 50, la première phalange de la patte postérieure gauche.

Les phalanges coupées, étaient placées dans des tubes d'Eppendorf (figure 2.16) contenant de l'alcool à 95% et portant les informations suivantes permettant de reconnaître l'individu : (-) code de marquage de la bête ; (-) l'habitat ou grille concernée avec indication de la station de piégeage, (-) la date de capture, et (-) le sexe de l'individu. Ces bouts des phalanges fixés à l'alcool ont été utilisés pour les analyses génétiques d'ADN, à l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Bruxelles (IRSNB) où ils sont stockés, en vue de l'identification précise des espèces après celle préliminaire faite sur terrain.

Les bêtes mortes par accident ou naturellement, sont conservées dans le formol, après mensurations éventuelles (figure 2.16), et constitue notre collection qui sera déposée au Centre de Surveillance de la Biodiversité de Kisangani (CSB).



Figure 2.16 : Images indiquant à gauche et à droite le tube d'Eppendorph contenant les bouts des phalanges fixées dans l'alcool 95 % et les mensurations d'un *Deomys ferrugineus* mort à l'aide du pied à coulisse électronique au laboratoire. Photos Jpp. Meniko, 2013.

2.2.2.2.2. Flore des habitats étudiés

Les grilles de 1 ha chacune, dont 3 de forme rectangulaire et 4 de forme carrée, installées dans 7 types d'occupation du sol, choisies suivant un gradient anthropique et délimités en fonction de la structure de la végétation, ont permis de réaliser les inventaires botanique. L'inventaire en plein de tous les arbres à DHP ≥ 10 cm de diamètre a été réalisé dans les 7 habitats. Cependant, dans le second dispositif, l'inventaire botanique est descendu à un DHP ≥ 5 cm dans les 4 habitats concernés afin d'identifier la strate arbustive développée dans chaque habitat. Les espèces étaient identifiées suivant la nomenclature de « The Plant List » à cause de sa facilité d'accès ([www. The Plant List. org](http://www.ThePlantList.org)) et d'utilisation mais aussi du fait qu'il met à

la disposition du public, la liste complète de toutes les espèces végétales connues. *The Plant List* est le fruit de la collaboration entre le Jardin Botanique Royal de Meise et les Jardins Botaniques de Kew et de Missouri. Les différentes méthodes d'analyses relatives à la flore sont présentées dans le chapitre 7 relatif à la caractérisation botanique des habitats.

2.2.2.3. Outils d'analyses statistiques

Différents logiciels ont été utilisés pour réaliser l'ensemble des calculs, des analyses statistiques et des figures présentés dans ce travail.

a. Richesses spécifiques

Richesse de Margalef (R_{Mg}) et de Menninick (I_M).

Ces indices mesurent les richesses spécifiques des habitats et sont obtenues par les formules (2.1) et (2.2) (Magurran, 2004) :

$$R_{Mg} = \frac{(S-1)}{\ln N} \quad (2.1)$$

$$I_M = \frac{S}{\sqrt{N}} \quad (2.2)$$

Avec S = nombre d'espèces de l'habitat considéré ; N = nombre total d'individus pour le même habitat.

b. Diversités

Indices de diversité de Simpson (D) et de Shannon Weaver (H)

L'indice de diversité de Simpson (D), mesure, la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce tandis que celui de Shannon Weaver (H) mesure, la quantité moyenne d'informations données par l'indication de l'espèce d'un individu de la collection. Ils sont calculés par les formules (2.3) et (2.4) (Magurran, 2004 ; Dajoz, 2006) :

$$D = \sum p_i^2 \quad (2.3)$$

$$H = \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad (2.4)$$

Où $p_i = \frac{n_i}{N}$

Avec D = diversité de Simpson et H = diversité de Shannon ; n_i = nombre d'individus de l'espèce donnée pour l'habitat considéré; N = nombre total d'individus pour le même habitat.

c. Equitabilités

Indice d'équitabilité de Simpson (E) et de Piélou (J)

Les indices d'équitabilité (E) de Simpson et (J) de Piélou, servent à mesurer la régularité de la répartition des espèces au sein de l'habitat. Ils se calculent suivant les formules (2.5 et 2.6) ci-après (Causton, 1988 ; Magurran, 2004) :

$$E = \frac{1}{(S - D)} \quad (2.5)$$

$$J = \frac{H}{H_{\max}} \quad (2.6)$$

Où $H_{\max} = \ln S$

Avec D = diversité de Simpson pour l'habitat considéré ; E = équitabilité de Simpson ; J = équitabilité de Piélou ; S = nombre d'espèces pour le même habitat.

d. Similarités

La distance euclidienne (D_e)

La distance euclidienne (D_e) compare les similarités des habitats deux à deux sur base des abondances des espèces et est obtenue par la formule (2.7) (Legendre et Legendre, 1998).

$$D_e = \sqrt{\sum (X_i - X_j)^2} \quad (2.7)$$

Avec X_i = Valeur de la variable considérée pour l'habitat i et X_j = Valeur de la même variable pour l'habitat j .

Les Coefficients de Jaccard (C_j) et de Sørensen (C_s)

Ces coefficients comparent les similarités des habitats sur base des présences/absences des espèces. Le coefficient de Jaccard représente le nombre de cas de présence simultanée de deux espèces considérées, divisé par le nombre de cas où au moins l'une de deux est présente.

Celui de Sørensen pondère par deux, le terme de co-occurrence (Legendre et Legendre, 1998 ; Hammer et al., 2001 ; Magurran, 2004). Ils sont calculés par les formules (2.8 et 2.9).

$$C_j = \frac{a}{(a+b+c)} \quad (2.8)$$

$$C_s = \frac{2a}{(2a+b+c)} \quad (2.9)$$

Avec a = nombre d'espèces présentes dans les deux habitats ; b et c = nombres d'espèces absentes d'un des deux habitats.

Test de Chi-carré d'association

Le test de chi-carré d'association entre habitats a enfin été utilisé pour comparer les habitats deux à deux selon la formule (2.10) (Causton, 1988) :

$$\chi^2 = \frac{n(ad-bc)^2}{(a+b)(c+d)(a+c)(b+d)} \quad (2.10)$$

a = nombre d'espèces de Rongeurs présentes dans les deux habitats (+, +) ; b et c = Nombre d'espèces uniquement présentes dans l'un des deux habitats (+,- et -, + ; b, c) ; d = Nombre d'espèces absentes des deux habitats (-, -).

L'association entre deux habitats peut être positive si $ad > bc$ ou négative lorsque $ad < bc$ (Causton, 1988). Ce test est différent du coefficient de similarité de Sørensen en ce sens qu'il prend en compte les doubles absences alors que le premier pondère par deux les doubles présences.

e. Densité relative ou succès de piégeage

Enfin, nous avons calculé la densité relative ou l'indice de piégeage T (%) a été calculé selon Nicolas et al. (2003), par la formule (2.11) :

$$T (\%) = \frac{N}{(n \times t)} \times 100 \quad (2.11)$$

Avec T = densité relative ou indice de piégeage, n = nombre de pièges utilisées et t = nombre de nuits de capture effectives.

f. Affiliation des espèces aux habitats

L'indice d'affiliation 1 ($I_{Af} M_{IC}$) ; l'indice d'affiliation 2 ($I_{Af} M_{RC}$) ; l'indice d'affiliation 3 ($I_{Af} M_{RS}$) et l'indice d'affiliation 4 ($I_{Af} M_{RVS}$) des espèces de Rongeurs aux habitats ont été calculés selon les formules (2.12) ; (2.13) ; (2.14) et (2.15) :

$$I_{Af} M_{IC} = N_{IRC} / N_{IC} \quad (2.12)$$

$$I_{Af} M_{RC} = N_{RC} / T_C \quad (2.13)$$

$$I_{Af} M_{RS} = R_s / N \quad (2.14)$$

$$I_{Af} M_{RVS} = RV_s / N \quad (2.15)$$

Où: $RV_s = (R_s + V_s) / N$ et $N = (P_s + V_s + R_s)$

N_{IC} = Nombre d'individus capturés ; N_{IRC} = Nombre d'individus recapturés ; N_{RC} = Nombre de recaptures ; T_C = Total de captures (N_{IC} et N_{RC}) ; R_s = Résidents ; P_s = Passants ; V_s = Visiteurs. Les valeurs de ces indices sont comprises entre 0 et 1. L'espèce est affiliée à l'habitat considéré lorsque la valeur de l'indice s'approche de 1 ; elle n'y est pas affiliée lorsqu'elle tend de 0.

g. Tests statistiques employés

Les tests t de Student (chapitre 4), de Chi-carré (chapitre 5) et le dendrogramme de discrimination des habitats en fonction de l'indice de similarité de Morisita Horn (chapitre 7) ont été réalisés à l'aide des logiciels PAST (PALaeontological STatistics ; Hammer et al., 2001) et STATISTICA 10. L'Anova à un facteur, les tests F de Fisher alpha et de Chi-carré de proportion (chapitre 7) ont été réalisés à l'aide du logiciel R version 3.1.2.

Les autres méthodes d'analyse utilisées dans le cadre de cette thèse : typologie des réponses des espèces à l'hétérogénéité d'habitats (chapitre 4), catégories de classes d'âge en fonction de poids (chapitre 5), définition du statut résidentiel des espèces de Rongeurs (chapitre 6), sont présentées et détaillées dans les chapitres des résultats concernés tels qu'indiqués dans les parenthèses.

CHAPITRE III : COMPOSITION EN FAUNE DE RONGEURS CAPTURES A MASAKO (KISANGANI, RD CONGO) : APERCU SYSTEMATIQUE, BIOLOGIQUE ET ECOLOGIQUE

Ce chapitre donne un aperçu général de la systématique, de la biologie et de l'écologie des espèces de rongeurs capturées durant toute la période de l'étude soit de Mai à Août 2010 et de Février 2012 à Janvier 2013, dans la Réserve forestière de Masako. Il donne la classification (Ordre, Sous-ordre, Famille et Genre) des espèces et décrit brièvement leur morphologie, leur écologie et leur biologie.

La classification de Musser et Carleton (2005) a été adoptée. La description des espèces est faite selon Genest-Villard (1967) ; Rosevear (1969) ; Vladimir (1987) (in Dudu, 1991) ; Dieterlen et Van der Straeten (1988) ; Van der Straeten et Dudu (1990) ; Dudu (1991) ; Heymans (1996) ; Dorst et Dandelot (2002) (in Iyongo, 2013) et enfin, Granjon et Duplantier (2009).

Un total de 1310 individus ont été capturés dont 348 par la méthode destructive de prélèvement au sein d'une jachère adulte, une forêt secondaire jeune et leur zone de lisière et 962 par la méthode écologique de capture-marquage-recapture, dans une forêt primaire, une forêt secondaire vieille, une jachère vieille et une jachère jeune. Ces individus capturés avec un effort de captures global de 39 000 nuits pièges pour 7 grilles, soit 5578 nuits pièges par habitat (Annexe 2), se regroupent en 16 espèces, 2 familles, 12 genres, 2 sous-ordres et 1 ordre. Les espèces sont décrites ci-dessous par ordre alphabétique des familles

3.1. Classification et description des espèces capturées

3.1.1. Ordre Rodentia Bowdich, 1821

3.1.1.1. Sous-ordre Sciuromorpha Brandt, 1855

Avec leur groupe frère, les Aplodontiidae (représentés par une seule espèce actuelle nord-américaine), les Gliridae et les Sciuridae constituent d'après les données moléculaires la lignée des Sciuromorpha (Huchon et al., 2002 ; Montgelard et al., 2002 ; Adkins et al., 2003). Les trois familles actuelles auraient divergé depuis l'Éocène (Hartenberger, 1998). Les Gliridae sont aujourd'hui considérés comme le groupe frère des Sciuroidae (Sciuridae + Aplodontiidae), tant par la paléontologie (Hartenberger, 1998) que par la biologie moléculaire (Montgelard et al., 2002). Les premiers représentants de la famille sont connus depuis

l'Éocène inférieur (au moins 50 Ma) en Europe, alors que les premiers Graphiurinae d'Afrique ont été décrits du Miocène final de Namibie (10-11 Ma ; Mein et al., 2000). Le genre *Graphiurus*, actuellement seul présent en Afrique, est connu depuis le Pliocène (4,5 Ma) en Afrique australe. Il se serait diversifié récemment en Afrique à la faveur d'une radiation adaptative ayant suivi sa colonisation du continent (voir synthèse dans Montgelard et al., 2003).

3.1.1.1.1. Famille Gliriidae Muirhead, 1819

3.1.1.1.1.1. Genre *Graphiurus* Smuts, 1832

Dudu (1991) signale que ce genre regroupe tous les loirs de la RD Congo représentés par deux espèces dans la réserve de Masako. Un faible effectif (5 individus) de ces deux espèces a été capturé dans quatre habitats différents (Annexe 2).

***Graphiurus lorraineus* Dollman, 1910**

La longueur de sa tête plus son corps mesure 97 mm ; la queue 64 mm ; le pied 17 mm et l'oreille 12 mm. L'espèce pèse autour de 20 g et est un petit loir par rapport à *G. surdus*.

Son pelage est de coloration variable, le dessus est souvent de couleur jaune clair. Les paupières sont presque nues et les joues blanches. Les poils de la fourrure abdominale possèdent une coloration blanche à leur extrémité, ce qui imprime la couleur grisâtre au pelage ventral. Son pelage demeure très court par rapport à celui de *G. surdus*.

Sa queue densément poilue est couverte uniquement de poils de couleur cendrée ou gris roussâtre. Le dos apparaît gris roussâtre ou jaune grisâtre. Les vibrisses sont longues mais ne dépassent généralement pas le sommet du pavillon des oreilles. Ces dernières étant effilées et plus orientées en arrière.

G. lorraineus est le plus répandu des loirs. Il est distribué depuis l'Afrique de l'Ouest jusqu'en Afrique centrale (Holden, 2005) où elle est présente dans les forêts secondaires situées en zones de forêts primaires équatoriales (Robbins & Schlitter, 1981 ; Schlitter et al., 1985). Trois individus dont un respectivement dans la forêt primaire, la forêt secondaire et la forêt secondaire jeune ont été capturés durant toute la période d'étude.

***Graphiurus surdus* Dollman, 1912**

G. surdus est plus grand de taille (la longueur tête + corps = 98 mm ; la queue est de 70 mm ; le pied mesure 19 mm ; l'oreille est de 12 mm et le poids autour de 26 g) que *G. lorraineus*. Son dos a un pelage de coloration gris-roussâtre, avec un poil de 7,6 mm, la tête est beaucoup plus grisâtre et les joues blanchâtres. Le pelage est formé d'un mélange de poils blancs et roussâtres. Les vibrisses inférieures sont blanches surtout à leurs extrémités distales alors que les supérieures sont très longues et noires. Ils dépassent en général les oreilles qui sont presque rondes. Les paupières sont pauvres en cils et apparaissent ainsi nues.

Le ventre est gris parce que les poils abdominaux ont leurs extrémités blanches. La queue est très poilue avec des poils plus longs et plus denses que ceux de *G. lorraineus*. Nous avons capturé un seul individu en forêt secondaire vieille.

3.1.1.2. Sous-ordre Myomorpha Brandt, 1855

Avec des formes fossiles connues depuis l'Oligocène moyen (environ 28 Ma) et une diversité actuelle essentiellement asiatique, les Dipodidae représentent le groupe frère des Muroidea avec lesquels ils constituent le sous-ordre Myomorpha. Cette association, suggérée sur des bases morphologiques, myologiques et embryologiques, a été confirmée par le séquençage de gènes nucléaires (Michaux et Catzeflis, 2000 ; De Bry et Sagel, 2001). Pendant longtemps, les Muridae ont constitué la seule famille de la super-famille des Muroidea (Catzeflis et al., 1992). Récemment, une réorganisation de cette super-famille a été proposée (Steppan et al., 2004 ; Jansa et Weksler, 2004 ; Carleton et Musser, 2005), dans laquelle plusieurs familles sont reconnues, dont les Nesomyidae et les Muridae.

3.1.1.2.1. Famille Nesomyidae Major, 1897

Les Nesomyidae apparaissent comme un groupe composé exclusivement d'espèces africaines et malgaches (Jansa et Weksler, 2004). L'essentiel de la diversité de cette sous-famille est rencontré en Afrique de l'Est et en Afrique australe. Les Dendromurinae ont quant à eux, une répartition plus centrale en Afrique, en relation avec la zone forestière.

3.1.1.2.1.1. Genre *Deomys* Thomas, 1888

***Deomys ferrugineus* Thomas, 1888**

L'espèce *Deomys ferrugineus* a une longueur totale moyenne de 129 mm. Sa queue, fort longue, atteint 182 mm. Sa tête est longue et son museau pointu. Ses oreilles, grandes et ovales, mesurent en moyenne 23 mm de long, paraissent toutes nues, mais sont en fait couvertes de fins poils courts. Son pelage dorsal est généralement brun-rouge (couleur de rouille), souvent foncé, voire noir sur la partie médiane et l'arrière, parce que ces poils ont leurs racines noires. Ses flancs sont plus pâles, mais son ventre est blanc pur. Ses pattes postérieures sont très longues, minces, solides et portent sur la plante du pied cinq véritables pelotes subconiques. Elles sont plus longues que les pattes antérieures.

La reproduction de *D. ferrugineus* semble indépendante de la fructification probablement dû à son régime alimentaire (Dieterlen, 1986) mais enregistre des pics dépendants des précipitations (Duplantier, 1989). La portée moyenne par femelle est de 2 à 3 embryons (Dubost, 1968).

D. ferrugineus est un rat gracile et est l'une des espèces communes répertoriées dans tous les blocs forestiers de la rive droite du fleuve Congo (Katuala, 2009). Dans la région de Kisangani, l'espèce est présente dans les habitats naturels et ceux modifiés par l'homme (Kennis, 2012) et paraît n'être installée qu'à la rive droite du fleuve Congo (Katuala et al., 2008 ; Katuala, 2009). Dudu (1991) indique que l'espèce est mieux installée dans les jachères et forêts secondaires de Masako où elle donne des abondances les plus élevées et les moins variables d'une année à l'autre. Nous avons obtenus 126 individus avec des faibles captures dans la lisière (5) et les jachères (jeune=2, adulte=2 et vieille=9). Les captures abondantes s'obtiennent en forêts (primaire=55, secondaire vieille=38) et relativement abondante en Forêt secondaire jeune (15).

3.1.1.2.1.2. Genre *Hybomys* Thomas, 1910

Hybomys cf. lunaris

H. cf. lunaris est un muridé de taille moyenne à bande noire sur le dos. Ses poils du dessus ont une bande subterminale jaune ou roussâtre, le sommet du poil étant noir. Son pelage est court, lisse, légèrement soyeux et apparemment moucheté. La bande dorsale noire est due à l'absence, chez les poils responsables, de la bande subterminale jaune. Le dessous a une coloration variable : les bases de poils vont de presque noir à un gris-foncé, les extrémités

sont d'un blanc pur. Les oreilles sont plus ou moins rondes, paraissent nues bien que tapissées de minuscules et denses poils rouges.

La gestation dure en moyenne 29 à 31 jours pour 3 jeunes en moyenne par portée par femelle (Delany et Happold, 1979).

H. cf. lunaris est l'une des espèces dominantes des jachères, des forêts secondaires et de la forêt primaire de Masako. Elle reste également très abondante dans les milieux riverains de la réserve (Dudu, 1991). Dans la Réserve forestière de Masako, il existerait deux espèces d'*Hybomys* dont l'une se rapproche de *H. univittatus* et l'autre de *H. lunaris*. D'où le statut actuel d'*Hybomys cf. lunaris* des individus de Masako (Katuala, 2009). Nous avons capturés 67 individus dont cinq en forêt primaire, seize en forêt secondaire vieille, dix-huit en forêt secondaire jeune, huit en lisière (jachère adulte-forêt secondaire jeune), onze en jachère vieille, six en jachère adulte et trois en jachère jeune.

3.1.1.2.1.3. Genre *Hylomyscus* Thomas, 1926

Le genre *Hylomyscus* compte des petits Muridae rencontrés dans les forêts et les autres végétations denses d'Afrique tropicale (Rosevear, 1969 ; Nicolas et Colyn, 2003 ; Nicolas et al., 2008). Il est parmi les Muridés africains, un de ceux dont la systématique est plus sujet à controverse (Iskandar et al., 1988). Certains auteurs le considéraient seulement comme un sous-genre de *Praomys* (Misonne, 1969 ; Misonne, 1974 ; Cole, 1975 ; Delany, 1975 ; Bishop, 1979). Par contre d'autres avaient confirmé qu'il s'agissait d'un genre à part entière, aisément distinguable des *Praomys* (Rosevear, 1969) (in Iyongo, 2013).

Les espèces du genre *Praomys* sont difficiles à séparer sur base de seuls critères morphologiques externes à cause de leur ressemblance extérieure et de leur vie en sympatrie (Brosset et al., 1965 ; Iskandar et al., 1988 ; Dudu, 1991 ; Nicolas et al., 2006 ; Nicolas et al., 2008). La combinaison des caractères morphométriques externes avec les caractères moléculaires est à ce jour le seul moyen pour clarifier leur classification.

Trois espèces d'*Hylomyscus* (*H. aeta*, *H. parvus* et *H. stella*) sont reconnues comme généralement présentes dans les captures réalisées à Masako et dans les environs de Kisangani (Dudu et al., 1989 ; Dudu, 1991 ; Mukinzi et al., 2005 ; Amundala et al., 2005) et cela se confirme dans la présente étude. Des différences morphologiques et génétiques entre ces trois espèces ont été récemment signalées (Kennis et al., 2007). Katuala (2009) dans les analyses moléculaires de ses échantillons a discriminé 6 espèces parmi les *Hylomyscus* (*H. aeta*, *H. cf.*

aeta (sp9), *H. alleni*, *H. stella*, *H. cf. parvus* (sp6) et *H. sp* (sp7-10)) qu'il a obtenu dans les différents blocs forestiers piégés de la région de Kisangani.

Nos captures ont enregistré un total de 172 individus récoltés dans tous les habitats étudiés (la forêt primaire, la forêt secondaire vieille et jeune, la lisière jachère adulte-forêt secondaire jeune, la jachère vieille, la jachère adulte et la jachère jeune) parmi lesquels 48 sont classés *H. spp* par défaut d'analyse d'ADN et le reste (124) identifié correctement jusqu'au niveau des espèces par combinaison de la morphologie externe et des analyses ADN (Cytochrome b).

***Hylomyscus aeta* Thomas, 1911**

La longueur de son corps sans la queue mesure 90 mm. La queue mesure 125 mm ; le pied, 18 mm et porte 6 pelotes ; l'oreille, 15 mm et son poids reste autour de 25 g. Le pelage dorsal, comprend deux groupes de poils de longueur égale à 8,0 mm : les jarres entièrement grises, la bourre constituée de fins poils bicolores avec une bonne bande jaune roussâtre au milieu, confère au dos la coloration roussâtre moins marquée. Le ventre possède de longs poils gris du côté de la racine, mais blancs sur plus des 2/3 de sa longueur, ce qui lui imprime une prédominance du blanc ventral. La queue paraît nue à sa base mais porte distinctement à son extrémité distale des poils assez longs, de sorte qu'il se développe un petit pinceau terminal.

Hylomyscus aeta est un muridé de petite taille mais plus grand que *Hylomyscus stella* de Masako (Dudu, 1991). La femelle donne « n moyenne 3 jeunes par portée (Happold, 1977). Il est la plus grande espèce des *Hylomyscus* capturés durant notre étude dans les habitats forestiers de Masako. Sa présence a été signalée dans différents blocs forestiers d'Afrique centrale y compris en RD Congo (Musser et Carleton, 2005). Il figure parmi les *Hylomyscus* présents à Masako (Dudu, 1991 ; Katuala, 2009 ; Meniko, 2010 ; Kennis, 2012 ; Iyongo, 2013) mais moins rencontré que *Hylomyscus stella*. Selon Dudu (1991), l'espèce est rare dans tous les biotopes (jachères, forêts secondaires, forêt primaire et milieux riverains) de Masako. Cela se confirme lors de cette étude car nous n'avons obtenu que deux individus dans la forêt secondaire vieille.

***Hylomyscus parvus* Brosset, Dubost et Heim De Balsac, 1965**

La longueur tête et corps est de 67 mm. Le dos est très roussâtre car il contient des poils annelés gris roux, ayant une large bande roussâtre subapicale. Le ventre est gris roussâtre avec une teinte rousse qui se place au-dessus de la couleur grise basale et le différencie morphologiquement de deux autres espèces du genre à Masako. La queue semble plus claire

et nue que chez les espèces voisines. Elle ne possède pas un pinceau de poils terminaux bien visibles. C'est le plus petit des *Hylomyscus* de la Réserve de Masako.

Hylomyscus parvus a été décrit du Gabon (Brosset et al., 1965) et sa présence a été signalée dans la Réserve forestière de Masako par Dudu et al. (1989) qui en ont donné les caractéristiques de la morphologie externe. Nous avons récolté un total de dix spécimens dans la forêt primaire, la forêt secondaire vieille et la jachère jeune (Annexe 2).

***Hylomyscus stella* Thomas, 1911**

Le pelage dorsal ressemble à celui de *Hylomyscus aeta* et est composé de deux types de poils. Les jarres ont tout simplement leurs racines grises, la majeure partie du poil étant jaune. La bourre se forme de poils bicolores gris et jaune avec un anneau jaune situé au milieu. La fourrure dorsale paraît beaucoup plus lavée de jaune. Le ventre est plus grisâtre que chez *Hylomyscus aeta*. La queue est moins sombre au-dessous et ne porte pas une touffe de poils visibles à l'œil nu et à la base, elle est hérissée de fins et courts poils. C'est le plus commun des *Hylomyscus* capturés dans la région de Kisangani et à Masako. Sa portée moyenne est de 3 à 4 embryons par femelle (Dubost, 1968).

Dans la région de Kisangani, Katuala (2009) estime que l'espèce ne semble pas franchir la rive gauche du fleuve Congo car aucun individu n'y a été capturé durant toute la période de leurs investigations mais qu'elle est plutôt présente dans tous les blocs forestiers de la rive droite du fleuve Congo.

Hylomyscus stella semble ubiquiste étant abondant dans différents habitats de Masako (jachères, forêts secondaires, forêt primaire et milieux riverains) (Dudu, 1991) et dans les différents biotopes de la forêt à *Gilbertiodendron* de Makokou au Gabon (Duplantier, 1989).

Nous avons capturés 112 individus dans la forêt primaire (23), la forêt secondaire vieille (22), la jachère vieille (14) et la jachère jeune (53).

3.1.1.2.1.4. Genre *Lemniscomys* Trouessart, 1881

***Lemniscomys striatus* Linnacus, 1758 (Rat strié)**

L'espèce proviendrait de Sierra Leone (Carleton et Van Der Straeten, 1997). C'est un Murinae à pelage dorsal rayé, avec une bande médiane brune très sombre à noire et de part et d'autre, alternance de bandes latérales longitudinales : 5 jaunes discontinues (aspect pointillé) et 5 brunes. Pelage ventral blanc. Queue plus longue que la longueur tête et corps, à face

supérieure sombre, inférieure plus claire. Patte antérieure avec seulement 3 doigts fonctionnels. Grandes oreilles, bordées de roux. Mamelles : 2 + 2 : 8. Les espèces jumelles sont: *Lemniscomys zebra*, à bandes dorsales jaunes continues et *Lemniscomys bellieri* à pelage dorsal avec 8 bandes pointillées de part et d'autre de la bande médiane noire. L'espèce similaire est *Lemniscomys linulus*, à pelage dorsal chiné brun-jaune avec une seule bande longitudinale médiane sombre et pas de bandes latérales.

Espèce à activité en partie diurne (Rosevear, 1969 ; Granjon, 1991), avec 4 à 6 embryons en moyenne par portée (Gautun, 1975 et Jeffrey, 1977), sans dimorphisme sexuel net et porteuse des arbovirus Ippy, Gordil et Arumowot en République centrafricaine (Rapport Institut Pasteur de Bangui 1970-1972), de cestodes des genres *Inermicapsifer*, *Hymenolepis* et *Raillietina* en Côte d'Ivoire (Hunkeler, 1974), et de *Schistosoma mansoni* au Kenya (Ouma, 1987). Chez *Lemniscomys striatus*, la reproduction discontinue couvre 8 mois et est associée au rythme saisonnier et à la production herbacée (Gautun, 1975).

En Côte d'Ivoire l'espèce vit dans les savanes sèches, les friches en lisière de culture, les plantations de palmiers et les marais (Bellier et al., 1964 ; Bellier et Gautun, 1967) ; c'est l'espèce dominante dans la savane de Lamto (Bellier, 1967), et la seconde espèce, par son importance numérique, dans les plantations de canne à sucre de la région de Banfora au Burkina Faso (Gautun et al., 1985). L'espèce est aussi présente à l'extrême sud du Mali et au Tchad. Elle se présente donc une espèce à large distribution en Afrique où elle est rencontrée dans les savanes et autres milieux herbacés (Delany, 1964 ; Rosevear, 1969 ; Ncal, 1977). Etant absentes dans des forêts non perturbées, les populations de cette espèce sont cependant rencontrées autour des villages situés en pleine forêt (Katuala, 2009). Elle habite les jachères du « type rudéral » où dominant les graminées (Dudu, 1991). Nos captures font état de 11 individus capturés essentiellement en jachère (jeune=7 et adulte=2) et en lisière jachère adulte-forêt secondaire jeune (2).

3.1.1.2.1.5. Genre *Lophuromys* Peter, 1874

***Lophuromys dudui* Verheyen, Hulsemans et Dierckx, 2002**

Longueur moyenne tête et corps de 112 mm. Pelage du corps court et à soies serrées. Allure générale du corps trapue. Pattes courtes, queue sensiblement plus courte que le corps, très fragile et se casse facilement ; cette queue quasi sombre, légèrement pâle au-dessous, est pourvue d'une pilosité courte et rude. Coloration du dessus à peine tiquetée de clair, varie de

brun terne au rouge chocolat. Le dessous varie du brun rouge au jaune d'ocre. C'est un Muridae de taille moyenne.

La durée de gestation chez *L. dudui* est de 22,6 + 1,4 jour (n = 29) ; les yeux sont ouverts à 8 jours (Gautun, 1972 a) ; le nombre moyen d'embryons par femelle est de 4,4 (n = 21, Bellier et al., 1964).

En RD Congo, *L. dudui* est l'une des espèces abondantes (Dudu, 1991) qui occupent tous les blocs forestiers de la rive droite du fleuve Congo (Katuala, 2009). Son aire de distribution ne franchit pas le fleuve Congo car dans les habitats de la rive gauche, ce sont les espèces différentes qui ont été observées : *Lophuromys hutthereri* et *Lophuromys rita* (Verheyen et al., 2002 ; Katuala et al., 2008 ; Katuala, 2009). A Masako, *L. dudui* est très abondant dans les jachères, les forêts secondaires et les milieux riverains (abords des ruisseaux) mais reste moins abondant que ces milieux en forêt à *Gilbertiodendron dewevrei* (Dudu, 1991). Nous avons capturés 91 individus dans tous les habitats prospectés à Masako mais beaucoup plus en jachères voir en lisière (Annexe 2) par rapport aux forêts (primaire et secondaires).

3.1.1.2.1.6. Genre *Malacomys* Milne-Edwards, 1877

***Malacomys longipes* Milne-Edwards, 1877**

Le corps est mince et peu robuste, couvert d'un pelage doux et laineux généralement brun-roux. Le museau allongé porte de longues vibrisses. Les grandes oreilles, rondes et translucides, d'aspect nu se recouvrent en réalité de courts poils épars. Le pelage est court, soyeux et lisse a une coloration qui varie en fonction du biotope, de la saison et de l'âge. La coloration rouge-brun, propre du dos de l'animal, se limite aux 3 mm terminaux du poil, tandis que sa base reste gris-sombre. C'est un rat de grande taille et les jeunes sont parfois noirâtres.

Malacomys longipes est une espèce à large distribution géographique couvrant d'Ouest à l'Est, le Sud-Est du Nigéria à l'Ouganda et le Rwanda ; et vers le Sud jusqu'au Nord-Est de l'Angola et le Nord-Ouest de la Zambie (Musser et Carleton, 2005). Elle marque également sa présence au Mont Nimba en Guinée (Nicolas, 2003), ce qui étend son aire de distribution vers l'Ouest africain où sont plutôt rencontrées d'autres espèces du genre (Katuala, 2009).

Dans la région de Kisangani, *M. longipes* reste l'unique représentant du genre. Il est signalé dans tous les travaux sur les Rongeurs capturés dans les forêts le long des cours d'eau ou dans les forêts marécageuses qui sont ses habitats de prédilection (Dudu et Gevaerts, 1986 ; Dudu,

1991 ; Amundala et al., 2005 ; Mukinzi et al., 2005). Quelques fois, l'espèce est récoltée dans les forêts sur terre ferme pendant les périodes pluvieuses (Iyongo, 2008 et Meniko, 2010) probablement désorientée par les flaques d'eau temporaires (Iyongo et al., 2009). Nous totalisons dans l'ensemble de nos captures 17 individus récoltés essentiellement en lisière jachère adulte-forêt secondaire jeune (9), en jachère adulte (7). Un seul individu a été remarqué en forêt secondaire vicille.

3.1.1.2.1.7. Genre *Mastomys* Thomas, 1915

***Mastomys natalensis* Smith, 1834 (Rat à mamelles multiples du Natal)**

Pendant longtemps, ce nom d'espèce a été utilisé indifféremment avec celui de *Mastomys coucha* pour tous les *Mastomys* à travers l'Afrique. En Afrique australe, Green et al. (1980) ont ensuite montré qu'il s'agissait de deux espèces distinctes (*Mastomys coucha* et *Mastomys natalensis*) caractérisées par des caryotypes différents. Plus récemment, l'existence de ce dernier caryotype et donc de l'espèce a été démontrée au Sénégal (Duplantier et al., 1990), puis dans d'autres pays d'Afrique de l'Ouest (Granjon et al., 1997). Des expériences de croisements en captivité (Granjon et al., 1996) ont montré que les individus du Sénégal et d'Afrique du Sud se reproduisaient sans aucun problème sur plusieurs générations et appartenaient donc bien à la même espèce.

C'est un Murinae à pelage dorsal grisâtre ou brun-gris à presque noir, devenant souvent gris-brun chez les vieux individus. Pelage ventral plus clair, sans délimitation nette entre ventre et dos. Variations de couleur notables, deviennent plus nettes dans certaines régions, avec des pelages allant jusqu'à des dos marron-jaune et des ventres blanchâtres. Dessus des pieds et des mains blanchâtres. Queue de même longueur que la longueur tête et corps. Mamelles en deux rangées continues. Les espèces jumelles sont *Mastomys huberti*, à pelage de couleur très semblable en Afrique de l'Ouest, strictement inféodé aux zones humides ; *Mastomys kollmannspergeri*, plus massif et *Mastomys erythroleucus*, à pelage nettement bicolore, pied plus court. Les espèces similaires sont *Praomys daltoni* et *Praomys rostratus*, plus nettement bicolores (*P. daltoni* avec le ventre blanc la plupart du temps) et à queue plus longue que la longueur tête et corps. Mamelles en deux rangées continues (jusqu'à 2 x 12 au total). Gestation de 21-22 jours, sex-ratio équilibré à la naissance et au sevrage (Duplantier et al., 1996). Les jeunes ouvrent les yeux à 15 jours et le sevrage intervient à 21 jours (Baker et Meester, 1977). La plus petite femelle gestante pèse 28 g.

Essentiellement commensal en zones sahélo-soudaniennes, quelques rares captures s'obtiennent hors des villages. Plus régulièrement piégé dans les zones agricoles proches des villages en Guinée (Fichet-Calvet et al., 2007), vit aussi en extérieur dans le reste de son aire de répartition. Terrestre nocturne avec un pic d'activité en début de nuit (Duplantier et Granjon, 1990). Peut creuser des terriers, mais le plus souvent aménage des trous ou des fentes déjà existantes. Alimentation variée, mais principalement granivore (Perrin et Curtis, 1980), avec des variations saisonnières marquées (plus de graines, herbes et insectes pendant la saison des pluies en Tanzanie (Odhiambo et al., 2008). En Tanzanie, dans les populations d'extérieur, large chevauchement des domaines vitaux et aucun signe de territorialité. Domaines vitaux de l'ordre de 1 000 m², légèrement plus grands chez les mâles que les femelles. Des tests en captivité ont montré une agressivité entre mâles très forte dans les populations commensales du Sénégal oriental, et les captures multiples enregistrées dans cette région ont montré un déficit d'associations entre mâles adultes avec un excès de captures simultanées de femelles adultes, l'ensemble traduisant probablement l'existence de groupes familiaux constitués d'un mâle adulte, de plusieurs femelles adultes et d'un nombre variable de jeunes (Granjon et Duplantier, 1993).

Mastomys natalensis est une espèce largement répandue en Afrique subsaharienne, à l'exception de la partie Ouest du continent (Lavrenchenko et al., 1998 ; Musser et Carleton, 2005). Elle a une très large distribution dans toute l'Afrique au sud du Sahara : du Sénégal à l'Éthiopie et jusqu'à l'Afrique du Sud. Considéré comme commensal de l'homme (Rosevear, 1969), *M. natalensis* est d'une grande importance économique comme peste pour l'agriculture et la santé humaine et animale, étant réservoir de plusieurs agents infectieux (Odhiambo et al., 2008). De ce fait, il est l'un des Muridae les plus étudiés (Katuala, 2009) et les mieux connus d'Afrique.

Dans la région de Kisangani, la présence de *Mastomys* est rarement rapportée dans les travaux effectués sur les rongeurs des milieux naturels (Katuala, 2009). Cependant, quelques individus sont souvent capturés en forêt, notamment à proximité des habitations humaines ou des champs où séjournent les cultivateurs (Dudu, 1991). Nous avons capturé deux individus essentiellement en jachère adulte dans le dispositif installé à proximité du village. L'espèce serait apparentée à *M. natalensis* du Zimbabwe (Iyongo, 2013). Nos captures indiquent la présence de deux individus obtenus en jachère adulte.

3.1.1.2.1.8. Genre *Nannomys* Peters, 1876

Nannomys cf. grata Souris naine panafricaine ou souris pygmées

La longueur moyenne tête + corps est égale à $61 \pm 7,7$ mm (n = 132), la queue mesure 51 ± 9 mm (n = 128), les pieds de patte postérieure mesure $12,8 \pm 1,4$ mm (n = 121), l'oreille mesure $9,9 \pm 1,2$ mm (n = 122) ; Six pelotes plantaires sont visibles. *Nannomys cf. grata* a un ventre blanc, le dos brun sombre, les flancs ont la même coloration que le dos, cependant une mince ligne crème sépare le dos du ventre. Sa queue sombre au-dessus et pâle au-dessous n'est pas glabre, mais couverte de fins poils. Les femelles ont 5 paires de mamelles, dont 3 inguinales et 2 pectorales. Murinae de très petite taille, deux fois plus petit que la souris domestique d'où son nom de souris naine ou souris pygmées. Ses membres adultes (même femelles gravides) ne dépassent guère 14 grammes (Amundala, 2013).

Les souris pygmées constituent un des groupes des souris les plus répandues en Afrique au Sud du Sahara (Meester et al., 1986) et est nocturne et terrestre. Trouvée apparemment dans une gamme d'habitats assez variés, de la forêt à la savane, jusqu'à des champs et des villages, en Guinée et Côte d'Ivoire (Kan Kouassi et al., 2008). Elles sont présentes dans les maisons d'habitation, dans les champs des cultures et dans les habitats périurbains (Amundala et al., 2008). Selon Papillon et al. (2006), les souris pygmées sont parmi les premières espèces qui colonisent les champs des cultures après le brûlis. Elles appartiennent au sous-genre *Nannomys*, genre *Mus*, à la famille de Nesomyidae. Cette classification demeure encore très controversée, car Chevret et al. (2003) ; Guenet et Bonhomme (2003) suggèrent que le sous-genre *Nannomys* soit élevé au rang de genre, à l'inverse, Lundrigan et al. (2002) pensent qu'on devrait le maintenir à ce niveau.

Dans la région de Kisangani et ses environs, certains auteurs qui ont travaillé sur ce groupe l'avaient respectivement identifié à *Leggada grata* et *L. bella* (Hatt, 1940 et Schouteden, 1948). Les travaux qui ont suivi, en se basant presque essentiellement sur les caractères morphologiques externes et crâniens, le classent comme *Mus minutoides* (Colyn, 1986 ; Dudu et Gevacrts, 1986 ; Dudu, 1991 ; Katuala, 2005 ; Mukinzi et al., 2005 ; Meniko, 2010). Ceux se basant sur les données génétiques, le rapproche de *Nannomys grata* (Katuala, 2009).

Ainsi, les dernières identifications combinant aussi bien les caractères morphologiques, moléculaires (analyses basées sur les séquences d'ADN du cytochrome *b*) que les analyses discriminantes, à partir des mesures des crânes révèlent que la population de souris pygmées

de Kisangani constitue une espèce différente, dont la description est en cours (Amundala, 2013) et qui est communément désignée pour l'instant *Nannomys cf. grata* (Amundala, 2013 et Iyongo, 2013).

Nannomys cf. grata habite les jachères rudérales à dominance des graminées. A Masako, elle est présente aussi bien dans les jachères herbacées et arbustives caractérisée par la présence de nombreuses géophytes (Dudu, 1991) que dans les milieux de cultures. Au cours de cette étude, 36 individus ont été capturés essentiellement en jachère jeune (24), quelques individus ont en jachère adulte (7), vieille (3) et forêt secondaire jeune (2).

3.1.1.2.1.9. Genre *Oenomys* Thomas, 1904

Oenomys hypoxanthus Pucheran, 1855

Le dos contient des poils roux brillants, de couleur grise à la base, mais la base des poils du ventre est blanche ou crème. Le pelage ventral est principalement jaune-crème, mais avec quelques poils à base grisâtre. Celui du dessous est un mélange de poils fins et épais, contraste avec le dorsal par sa couleur blanche pure teintée d'une coloration vive des poils sur toute leur longueur. *Oenomys hypoxanthus* a un museau et un arrière train nettement roussâtres.

L'aire de distribution de cette espèce s'étend du Sud Nigéria à l'Ouest et Nord-est de l'Angola en passant par la RD Congo, le Rwanda, le Burundi et l'Uganda (Musser et Carleton, 2005). L'espèce serait inféodée aux lisières forestières et aux habitats savaniques (Colyn et Dudu, 1986). Nos captures font état de deux individus attrapés dans la forêt secondaire vieille et la jachère adulte.

3.1.1.2.1.10. Genre *Praomys* Thomas, 1915

Le genre *Praomys* est bien reparti dans chaque partie de l'Afrique (Dudu, 1991). Il regroupe les Rongeurs parmi les plus répandus de la zone intertropicale africaine (Rosevear, 1969 ; Lecompte et al., 2001 ; Nicolas et al., 2005) qui occupent des habitats forestiers divers et autres formations végétales denses en formant des populations souvent abondantes (Rosevear, 1969 ; Delany, 1971 ; Dudu, 1991 ; Lecompte et al., 2002 ; Katuala et al., 2005 ; Nicolas et al., 2005 ; Katuala, 2009).

Il existerait actuellement une quinzaine d'espèces de *Praomys* (Musser et Carleton, 2005 ; Nicolas et al., 2005) difficile à discriminer par morphologie externe (Dudu, 1991 ; Katuala, 2009), rendant complexe la classification de ce genre polyspécifique. Les individus capturés

au cours de cette étude (732) ont été identifiés par combinaison des caractères morphologiques externes, vérifiés et contre vérifiés à travers les captures successives, aux analyses génétiques d'ADN en deux espèces : *Praomys cf. jacksoni* (incluant *Praomys jacksoni* « vrai » et probablement une autre espèce (*Praomys sp*) proche de *Praomys jacksoni*) et *Praomys misonnei*. Une espèce de *Praomys* souvent indiquée dans la région (*Praomys mutoni*) n'a pas été capturée dans nos habitats.

Praomys cf. jacksoni

Comme dit ci haut, *Praomys cf. jacksoni* regroupe en son sein le vrai *Praomys jacksoni* et une autre espèce *Praomys sp* proche génétiquement de *Praomys jacksoni* et voie d'être décrite comme nouvelle espèce retrouvée dans la Réserve forestière de Masako. Les analyses réalisées sur nos échantillons à l'IRSNB n'ont pas été approfondie jusqu'au niveau de discriminer les deux *Praomys*, d'où leur regroupement dans *Praomys cf. jacksoni*. Nous avons capturés 732 individus dans les sept habitats étudiés à Masako (Annexe 2).

- ***Praomys jacksoni*** De Winton, 1897

La longueur tête + corps (sans la queue) est de 107 mm ; la queue 135 mm, le pied 22 mm et l'oreille 18 mm. Le pelage dorsal est composé de poils fins et épais de 8,8 mm, de couleur brun-jaune au-dessus et noirâtre au-dessous, avec une teinte roussâtre sur le dos. La fourrure est douce et dépourvue d'une bourre. Le ventre gris composé des poils noirâtres ne portent qu'une petite extrémité blanche. La queue revêtue de petits poils de 1,1 mm semble nue à l'œil et est plus sombre au-dessus sur toute sa longueur. La gestation dure en moyenne 34 à 37 jours (Delany et Happold, 1979).

C'est une espèce mieux répandue dans diverses forêts de la RD Congo et fréquemment capturée, dans les principaux habitats forestiers de Masako (Dudu, 1991 ; Amundala et al., 2005 ; Mukinzi et al., 2005 ; Katuala, 2009).

Praomys misonnei Van der Straeten et Dieterlen, 1987

La longueur tête + corps mesure 110 mm ; la queue mesure 141 mm ; le pied 22 mm et l'oreille 18 mm. En moyenne l'espèce pèse 38 g. C'est un muridé semblable à *Praomys jacksoni* avec qui il partage beaucoup de traits morphologiques externes. La coloration est typique du genre *Praomys*, ce qui rend impossible sa séparation notamment avec *P. jacksoni* au moyen des seuls caractères du pelage. La coloration dorsale est gris sombre chez les jeunes

et roussâtre dans la catégorie des individus âgés. Le pelage est soyeux, formé de poils de même taille, de telle sorte qu'il manque la bourre. La queue paraît moins sombre que le dessus et ne comporte que de courtes soies, ce qui laisse voir à l'œil la nudité de la queue. Le ventre est gris avec des poils gris principalement à la racine et blancs aux extrémités ; ce qui lui donne un aspect bicolore.

Son aire de distribution connue va du Kenya et de l'Ouganda en Afrique de l'Est jusqu'au Cameroun en Afrique Ouest centrale (Katuala, 2009). *P. misonnei* est décrit par Van der Straeten (1987) comme une espèce de la forêt primaire d'Irangi, au Nord-Est de la RD Congo.

Dans la région de Kisangani, on retrouve l'espèce dans tous les blocs forestiers de la rive droite du fleuve Congo et elle ne semble pas franchir le fleuve Congo qui constituerait pour elle une barrière écologique (Katuala, 2009). La comparaison des spécimens de Kisangani avec le spécimen type de *P. misonnei* confirme sa présence dans la région de Kisangani, uniquement sur la rive droite du fleuve (Kennis et al., 2011). A Masako, Dudu (1991) indique que l'espèce est présente mais rare en jachères et forêts secondaires. Elle est abondante en forêt primaire. Nous avons récoltés 64 individus dans la forêt primaire (16), la forêt secondaire vieille (24), la jachère vieille (14) et la jachère jeune (10).

3.1.1.2.1.11. Genre *Stochomys* Thomas, 1926

***Stochomys longicaudatus* Tullberg, 1893**

L'espèce a un pelage à aspect argenté, due à la majorité de jarres à extrémités distales incolore, situées sur le dos et au flanc. Le dos est brun-rouge. Le ventre est blanc à blanchâtre, ce qui contrarie la teinte grisâtre commune des muridés. La queue, très longue, égale à 203 mm pour un corps de 139 mm en moyenne. Les mains et les pieds sont poilus, de couleur brun-pâle. La tête est longue et le museau porte de longues vibrisses.

Praomys misonnei est décrite comme une espèce typiquement forestière et souvent rare partout où elle est présente (Verschuren et al., 1983). L'espèce a été signalée au Cameroun, en Guinée Equatoriale, au Gabon, au Nigeria, en Ouganda, en République Centrafricaine et en RD Congo (Van der Straeten, 1984 ; Dudu 1991 ; Katuala, 2009).

A Masako, l'espèce est abondante dans les jachères, les forêts secondaires et les milieux ripicoles (Dudu, 1991). Nos 49 individus ont été capturés dans tous les habitats étudiés (Annexe 2) avec des effectifs très faibles en forêt primaire et forêt secondaire vieille.

3.2. Conclusion

L'aperçu général dressé ci-dessus, sur la systématique, la biologie et l'écologie des espèces de Rongeurs capturés à Masako de Mai à Août 2010 et de Février 2012 à Janvier 2013, atteste que la réserve abrite une faune abondante et riche en espèces de Rongeurs. Il atteste également que les espèces les plus communément rencontrées à Masako ont à majorité été capturées durant nos investigations. En somme, on reconnaît la présence d'une espèce (*Mastomys natalensis*) très anthropophile (Duplantier, 1988 ; Odhiambo et al., 2005 ; Fichet-Calvet et al., 2007 ; Odhiambo et al., 2008), de deux espèces (*Lemniscomys striatus* et *Oenomys hypoxanthus*) des milieux savanicoles (Duplantier, 1989 ; Granjon et Duplantier, 2009), une espèce (*Nannomys cf. grata*) qui peut être désignée comme celle de savanes car proche de *Nannomys grata* et de douze espèces (le reste), considérées comme caractéristiques des milieux forestiers divers (Dudu, 1991 ; Duplantier, 1989 et Happold, 1996).

Cependant, il convient de signaler que de 1310 individus capturés, un certain nombre de ceux des genres polyspécifiques et à espèces cryptiques dont 48 *Hylomyscus* identifiés comme *Hylomyscus spp* et 145 *Praomys* identifiés *Praomys spp*, capturés entre Mai et Août 2010, n'ont pas pu être identifiés jusqu'au niveau d'espèces par défaut d'analyse génétique d'ADN (Cytochrome *b*). Nous estimons que leurs identifications complètes (caractères morphologiques externes et analyse ADN) jusqu'au niveau d'espèces, pourraient entraîner deux choses : (1) la modification des abondances obtenues pour certaines espèces du genre et dans certains habitats ; (2) la possibilité d'augmenter le nombre d'espèces surtout en ce qui concerne le genre *Praomys* dont quatre espèces (*P. cf. jacksoni*, *P. jacksoni*, *P. misonnei* et *P. mutoni*) sont généralement reconnues présentes à Masako alors que nous n'en avons obtenus que deux espèces (*Praomys cf. jacksoni* et *Praomys misonnei*).

Enfin, les complexes *H. cf. lunaris* (Katuala, 2009), *N. cf. grata* (Amundala, 2013) et *P. cf. jacksoni* (Katuala, 2009 ; Kennis, 2012) sont supposer regrouper chacun en son sein, au moins deux espèces différentes mais dont les analyses poussées des discriminations fiables à l'aide de plusieurs échantillons de Masako parmi lesquels les nôtres, sont encore en cours à l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique (IRSNB). Ces discriminations, une fois établies, augmenteraient sans nul doute, la richesse spécifique de Rongeurs capturés durant cette étude à Masako.

CHAPITRE IV : DIVERSITE DES HABITATS ET EFFETS DE LISIERE SUR LES POPULATIONS DE RONGEURS (*RODENTIA: MAMMALIA*) EN ZONE DE CONTACT FORET-JACHERE DANS LA RESERVE FORESTIERE DE MASAKO, KISANGANI, RD CONGO : ETUDE DE CAS

Auteurs

Meniko To Hulu Jean Pierre Pitchou, Iyongo Waya Mongo Léon, Ulyel Ali-Patho Joseph, Ewango Corneille, Dudu Akaibe Benjamin et Jan Bogaert.

Remerciements

Nous sommes reconnaissant à la Commission de la Coopération au Développement (CCD) pour la bourse nous octroyée ; à Arnaud Monty, Godéfried Monde, Félicien Bola, Edouard Ilunga, Donato Kaya et Thalès De Haulleville pour leurs contributions.

Avant-propos

Cette étude, précurseur à d'autres effectuées dans le cadre de cette thèse, a permis, aux vus des résultats obtenus, de faire le choix de la méthodologie appropriée et de la technique de piégeage à appliquer dans la suite des travaux. Elle a permis de confirmer, sur base de nos résultats, que les Rongeurs peuvent bien servir des bio-indicateurs des effets de lisière et d'anthropisation forestière. Ce qui a motivé et justifié en partie, la réalisation des études en rapport avec les chapitres 5, 6 et 7. Elle a montré les limites et les inconvénients de la méthode de prélèvement des bêtes sur la biodiversité et a justifié de ce fait, le choix de la technique de capture-marquage-recapture (CMR) adoptée dans le cadre des études menées par la suite.

Résumé

Au cours de cette étude, nous avons testé si les Rongeurs sont de bons bio-indicateurs de l'anthropisation paysagère et de l'effet de lisière. Trois types d'habitat de la Réserve forestière de Masako en RD Congo ont été exploités. Un total de 348 individus a été capturé d'avril à août 2010 à l'aide des pièges *Sherman* et des *clapettes* appâtés à la pulpe de noix de palme mûre (*Elaeis guineensis* Jacq.). L'identification des spécimens a été faite sur base des critères morphométriques, ce qui a permis de grouper ces individus entre 12 espèces différentes. Les grilles de 1 ha chacune installées dans une jachère, une forêt secondaire et une lisière ont été utilisées pour la capture. Les abondances, les diversités et les richesses en espèces varient

entre les habitats étudiés. La jachère et la forêt secondaire présentent une étroite similitude traduisant que ce sont des milieux de prédilection de Rongeurs à Masako. La densité relative est faible en lisière et élevée dans les habitats intérieurs ce qui indique que la lisière peut être perçue comme un habitat à part entière différent des habitats qu'elle sépare. La lisière présente une diversité et une équitabilité élevée confirmant qu'elle supporte en générale une plus grande biodiversité que les habitats adjacents. Les équitabilités faibles observées en jachère et en forêt secondaire confirment la tendance à l'homogénéisation du peuplement de Rongeurs, traduisant la relative instabilité de l'écosystème forestier étudié. Nous concluons que le changement d'occupation du sol lié aux activités anthropiques, conduit à des différences en composition des Rongeurs au sein des habitats et modifie le paysage par la création de lisières qui fonctionnent selon les cas, soit comme des entités écologiques à part entière et différentes des habitats adjacents, soit comme des milieux intermédiaires. Ce qui atteste que les Rongeurs peuvent bien servir comme bons bio-indicateurs de l'anthropisation du paysage et de l'effet de lisière.

Mots clés : Anthropisation, bio-indicateurs, habitat, lisière, similarité, Réserve forestière de Masako.

Abstract

In this study, we tested whether the rodents are good bio- indicators of landscape and anthropogenic impact of the edge effect. Three habitat types of Masako Forest Reserve in DR Congo have been exploited. A total of 348 individuals were captured from April to August 2010 using Sherman traps baited and shut up pulp coconut palm (*Elaeis guineensis* Jacq.). The identification was made on the basis of morphometric criteria allowing to group these individuals between 12 different species. Grids of 1 ha each located in a fallow land, a secondary forest and an edge area were used for capture. Abundances, diversities and richness in species vary between habitats studied. Fallow land and secondary forest have present a narrow similarity reflecting that these are areas of predilection of Rodents in Masako. The relative density is low in the edge and higher in interior habitats indicating that the edge can be seen as a habitat full of different habitats it separates. The edge has a high diversity and evenness confirming that it support in general a greater biodiversity than the adjacent habitats. Low equitability observed in fallow and secondary forest confirm the trend towards homogenization of the population of rodents, reflecting the relative instability of the forest ecosystem studied. We conclude that the change of land use related to human activities, led to

differences in composition of rodents in habitats and changes the landscape by creating edges that work as the case may be as ecological entities in their own right and different adjacent habitats, or as intermediate environments. Which demonstrate that rodents can serve as good bio- indicators of anthropogenic impacts landscape and edge effects.

Key words: Anthropogenic effects, bio- indicators, habitat, edge, similarity, Masako Forest Reserve.

4.1. Introduction

La croissance démographique et les progrès technologiques ont transformé profondément et transforment encore l'occupation des sols. Ces transformations affectent la structure des paysages et s'accompagnent de nombreuses conséquences écologiques (Burel et Baudry, 1999). Les écosystèmes forestiers tropicaux connaissent ces changements et sont très menacés suite aux diverses activités anthropiques : l'agriculture itinérante sur brûlis, l'exploitation du bois (bois de chauffe, bois d'œuvre et d'industrie), l'urbanisation et la carbonisation entraînant ainsi leur fragmentation (Kennis, 2012).

La Réserve forestière de Masako ici étudiée, n'est pas épargnée de cette pression anthropique. L'agriculture itinérante sur brûlis qui y est abondamment pratiquée (Juakaly, 2007) favorise la fragmentation des habitats forestiers et contribue à la multiplication des habitats de lisière qui, à l'interface entre les milieux agricoles et forestiers, forment la membrane par laquelle les flux de matière, d'énergie et d'organismes transitent (Cadenasso et Pickett, 2001). Ce morcellement des habitats en taches conditionne l'organisation spatiale des populations et affecte les processus écologiques (Paillat et Butet, 1994) de telle manière que les lisières en créant une discontinuité dans le paysage, modifient les conditions environnementales locales et influencent la biodiversité des habitats adjacents (Aligner, 2010). Les effets de lisière sur la végétation et le pH du sol (Lokonda, 2007), sur la variabilité de réponse de paramètres physico-chimiques du sol (Alongo et al., 2013), ainsi que sur la population des Rongeurs (Iyongo et al., 2009 et Meniko, 2010) ont aussi été signalés.

Les Rongeurs jouent un rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes en général et celui des forêts de Masako en particulier. Comme maillon important des réseaux trophiques, ils sont prédateurs d'insectes et des plantules, disséminent les champignons mycorhiziens, dispersent les graines et détruisent leur surplus et sont des proies pour des nombreux animaux prédateurs (Pimentel et Tabarelli, 2004). Etant donné leur abondance et leur dépendance vis à vis des plantes dont ils se nourrissent, ils sont des victimes directes des actions anthropiques

(Tarrant et al., 1990) et conviennent bien, comme bio-indicateurs, pour évaluer le rôle de la fragmentation pour autant que les changements dans la structure des habitats conduisent à des modifications spécifiques des Rongeurs (Nicolas et al., 2008).

Afin de comprendre si les Rongeurs sont des bio-indicateurs de l'anthropisation des paysages forestiers et de l'effet de lisière, cet article cherche à vérifier (1) si la lisière se caractérise par une diversité, une richesse, une similarité, une équitabilité et une densité en espèces des rongeurs différente de celles des habitats adjacents (intérieur de la forêt et de la jachère) ; (2) s'il existe d'espèces de rongeurs sensibles aux effets de lisière dans la matrice forestière de la Réserve forestière de Masako.

4.2. Matériel et méthodes

Cette étude a été réalisée dans la Réserve forestière de Masako (00°36' N; 25°13' E ; 460-500 m) située à 14 km au Nord-Est de la ville de Kisangani. Elle a une superficie de 2105 hectares et bénéficie du climat équatorial chaud et humide du type Af_i de la classification de Köppen (Juakaly, 2007).

Les captures étaient réalisées d'avril à août 2010, dans trois grilles de 1 ha (50 m x 200 m) installées respectivement dans une jachère, une forêt secondaire et leur zone de contact (lisière). Les grilles rectangulaires ont été utilisées en vue de respecter la profondeur de la lisière. Les clapettes « *rat-traps* » à captures mortes et les pièges "*Sherman*" à captures vivantes utilisés, ont été disposés systématiquement à raison de 100 pièges par grille. Les captures duraient 10 jours chaque mois. A défaut des analyses génétiques d'ADN, l'identification des espèces était faite sur base des seuls caractères morphométriques externes. Ce qui n'a pas permis d'identifier jusqu'au niveau des espèces, les individus des genres *Praomys* et *Hylomyscus*. Après analyses statistiques, nous avons recouru à la typologie des réponses des espèces à l'hétérogénéité d'habitats (Tableau 4.1), (Iyongo et al., 2009) afin d'identifier les espèces sensibles aux effets de lisière.

Tableau 4.1 : Typologie de réponse des espèces à l'hétérogénéité d'habitats. D'après Iyongo et al. (2009).

Types	Habitat 1	Habitat 2	Habitat 3	Interprétations
I	A	a	a	pas d'effet de lisière, espèce est généraliste ; pas de différence d'abondance entre les habitats.
II	A	b	a	effet de lisière: si $b > a$, espèce préfère la lisière et si $b < a$, espèce évite la lisière.
III	A	b	c	effet de lisière: espèce s'adapte différemment à chacun des habitats ; si $b > a$ et $b > c$, espèce préfère la lisière ; si $b < a$ et $b < c$, espèce évite la lisière.
IV	A	ab	b	effet de lisière: l'abondance de l'espèce dans la lisière est intermédiaire de celles des habitats adjacents.
V	A	a	b	pas d'effet de lisière : si $a > b$, espèce évite habitat 3 et si $b > a$, espèce cherche habitat 3
VI	Ab	a	b	pas de détection d'effet de lisière.

Dans la forêt secondaire, la végétation était dominée par *Petersianthus macrocarpus* (P.Beauv.) Liben (9,65%) accompagné de *Uapaca guineensis* Müll.Arg. (4,83%), *Quassia gabonensis* Pierre (4,83%), *Entandrophragma angolense* (Welw.) C.DC. (4,83%), *Funtumia africana* (Benth.) Stapf (4,56%), *Dichostemma glaucescens* Pierre (4,02%). La lisière, une zone d'interface entre la forêt secondaire jeune et la jachère adulte, était caractérisée par la dominance de *Musanga cecropioides* R.Br. ex Tedlie (12%), *Dichostemma glaucescens* Pierre (8,95%), *Petersianthus macrocarpus* (P.Beauv.) Liben (5,52%), *Uapaca guineensis* Müll.Arg. (4,76%), *Macaranga spinosa* Müll.Arg. (4,38%) et *Trichilia gilgiana* Harms (3,62%). Dans la jachère, on rencontre abondamment les espèces *Musanga cecropioides* R.Br. ex Tedlie (20,74%), *Macaranga spinosa* Müll.Arg. (6,25%), *Elaeis guineensis* Jacq. (5,11%), *Alchornea cordifolia* (Schumach. & Thonn.) Müll.Arg. (4,26%) et *Macaranga monandra* Müll.Arg. (3,69%).

Les données des captures ont permis de calculer les similarités des habitats par la distance euclidienne (D_e) et le coefficient de Jaccard (C_j), les diversités par l'indice de diversité de Simpson (D), la richesse spécifique de Margalef (R_{Mg}) et l'équitabilité de Simpson (E) selon Magurran (2004) et enfin, la densité relative ou le succès de piégeage (T (%)) selon Nicolas et al. (2003).

Le test *t* de Student a permis de comparer les moyennes des effectifs de captures de Rongeurs entre les habitats pris deux à deux afin de dégager l'effet de lisière et de comparer les moyennes de leurs effectifs mensuels dans les habitats également pris deux à deux en vue de tester les réponses des espèces à l'hétérogénéité d'habitats. Seules les espèces *Hybomys* cf. *lunaris*, *Hylomyscus* spp, *Lophuromys dudui* (Verheyen et al., 2002), *Praomys* spp et *Stochomys longicaudatus* Tullberg, 1893 pour lesquelles un nombre suffisant des captures (30) était enregistré, ont fait l'objet de cette deuxième analyse. Les calculs étaient réalisés à l'aide des logiciels PAST et STATISTICA.

4.3. Résultats

Un total de 348 individus appartenant au moins à 12 espèces a été récolté. Parmi ces individus, 116 (33,30%) ; 84 (24,14%) et 148 (42,52%) ont été respectivement capturés en jachère, lisière et forêt secondaire (Tableau 4.2). *Praomys* spp (41,67%) reste le complexe d'espèces dont nous avons capturé le grand nombre d'individus, à côté de *Hylomyscus* spp (13,79%) et *Lophuromys dudui* (10,34%), les trois habitats confondus. Toutes les espèces présentes dans la lisière ont aussi été retrouvées au niveau de ses habitats adjacents. A l'inverse, trois espèces présentes en jachère et deux en forêt secondaire n'ont pas été capturées en lisière. Il n'y'a donc aucune espèce identifiée comme indicatrice de la lisière sur base des données absences/présences.

L'analyse de la richesse indique que la jachère présente une richesse spécifique relativement plus élevée par rapport à la lisière et à la forêt secondaire qui présentent des richesses plutôt similaires (Tableau 4.3). La lisière est la plus diversifiée et la plus équitable que la jachère et la forêt secondaire à diversités et équitabilités plus proches.

Tableau 4.2 : Les espèces des Rongeurs capturées et leurs effectifs dans les habitats. Les pièges *Sherman* et les clapettes ont servi à la récolte des données d'avril à août 2010 par la méthode de grilles de piégeage de 1 ha installées au sein de la jachère, la lisière et la forêt secondaire dans la réserve forestière de Masako en RD Congo.

Espèces	Forêt			Σ effectifs
	Jachère	Lisière	Secondaire	
<i>Deomys ferrugineus</i> Thomas, 1888	2	5	15	22
<i>Graphiurus lorraineus</i> Dollman, 1910	0	0	1	1
<i>Hybomys</i> cf. <i>lunaris</i>	6	8	18	32
<i>Hylomyscus</i> spp	12	22	14	48
<i>Lemniscomys striatus</i> Linnaeus, 1758	2	2	0	4
<i>Lophuromys dudui</i> (Verheyen et al., 2002)	16	12	8	36
<i>Malacomys longipes</i> Milne-Edwards, 1877	0	9	7	16
<i>Mastomys natalensis</i> Smith, 1834	2	0	0	2
<i>Nannomys</i> cf. <i>grata</i>	7	0	2	9
<i>Oenomys hypoxanthus</i> Pucheran, 1855.	1	0	0	1
<i>Praomys</i> spp	62	13	70	145
<i>Stochomys longicaudatus</i> Tullberg, 1893	6	13	13	32
Total	116	84	148	348

Tableau 4.3 : Nombre d'espèces (*S*); indices de diversité (*D*) et d'équitabilité (*E*) de Simpson; richesse spécifique de Margalef (*R_{Mg}*) et densité relative ou indice de piégeage (*T* (%)), de 348 Rongeurs capturés par la méthode de grille de piégeage d'avril à août 2010 dans la réserve forestière de Masako à l'aide des *Sherman* et des clapettes.

Indices	Jachère	Lisière	Forêt secondaire
<i>S</i>	10,00	8,00	9,00
<i>D</i>	0,33	0,16	0,27
<i>R_{Mg}</i>	1,89	1,58	1,60
<i>E</i>	0,30	0,78	0,41
<i>T</i> (%)	2,32	1,68	2,96

Les moyennes des effectifs des espèces capturées, 11,60 pour la jachère ; 16,40 pour la forêt secondaire et 10,50 pour la lisière (toutes les espèces prises ensemble), des habitats comparés deux à deux, montrent des différences significatives entre la lisière et la jachère ($t=-2,93$; $p<0,01$) et entre la lisière et la forêt secondaire ($t=2,42$; $p<0,05$). Ces différences observées entre la moyenne de la lisière et de celle de chacun des milieux adjacents sont admises comme « effets de lisières ». Au contraire, une différence non significative entre la jachère et la forêt secondaire ($t=-0,87$; $p>0,05$) a été observée.

Les indices de similarité (Tableau 4.4) montrent une étroite similitude entre la jachère et la forêt secondaire en termes d'abondances et entre la lisière et la forêt secondaire quant aux présences/absences des espèces. La lisière partage également une bonne similarité mais moins élevée avec les habitats adjacents. La densité relative la plus élevée s'obtient en forêt secondaire et la plus basse en lisière. On note aussi que la jachère et la forêt secondaire présentent des densités proches.

Tableau 4.4 : Similarités entre habitats, calculées par (1) le coefficient de Jaccard (C_j) sur base des données de présences/absences des espèces de Rongeurs et (2) la distance euclidienne (D_e) selon les abondances de Rongeurs exprimées en proportion. Captures réalisées par la méthode des grilles de piégeage de 1 ha installées dans chaque habitat (jachère, lisière et forêt secondaire), d'avril à août 2010 dans la réserve forestière de Masako en RD Congo.

Habitats	Jachère		Lisière		Forêt secondaire	
	C_j	D_e	C_j	D_e	C_j	D_e
Jachère	1,00	0,00	0,63	0,44	0,58	0,17
Lisière			1,00	0,00	0,70	0,38
Forêt secondaire					1,00	0,00

Sur les cinq espèces numériquement bien représentées et étudiées sur base des moyennes de captures mensuelles (Tableau 4.5), seules *L. dudui* et le complexe *Praomys spp* se sont montrées sensibles aux effets de lisière. *L. dudui* a présenté une adaptation du type IV où l'abondance de l'espèce est intermédiaire de celles des habitats adjacents. Les comparaisons des moyennes de captures mensuelles donnent des différences non significatives entre la lisière et la jachère ($t=0,67$; ddl=10 ; $p>0,05$) et entre la lisière et la forêt secondaire ($t=0,69$; ddl=10 ; $p>0,05$) ; à l'inverse elle est significative entre la jachère et la forêt secondaire ($t=2,48$; ddl=10 ; $p<0,05$). Le complexe *Praomys spp* a présenté une adaptation du type II montrant que l'espèce évite la zone de lisière. Les moyennes de ses effectifs mensuels sont significativement différentes entre la lisière et la jachère ($t=3,05$; ddl=8 ; $p<0,05$) et très significativement différentes entre la lisière et la forêt secondaire ($t=3,36$; ddl=8 ; $p<0,01$) ; à l'inverse elles ne sont pas significativement différentes entre la jachère et la forêt secondaire ($t=0,44$; ddl=8 ; $p>0,05$).

Tableau 4.5 : Les espèces des Rongeurs capturées et leurs effectifs (N) dans les habitats. Les moyennes des captures mensuelles (MM) et écarts type (ET) des espèces par habitat. Les nombres de mois de captures avec au moins un individu ayant servi aux calculs de moyenne et écart-type (NMC). Les pièges *Sherman* et les clapettes ont servi à la récolte des données d'avril à août 2010 par la méthode de grilles de piégeage de 1 ha installées au sein de la jachère, la lisière et la forêt secondaire dans la réserve forestière de Masako en RD Congo.

Espèces	Jachère			Lisière			Forêt secondaire			Σ effectifs
	N	MM±ET	NMC	N	MM±ET	NMC	N	MM±ET	NMC	
<i>Hybomys cf. lunaris</i>	6	3,00 ± 1,41	2	8,00	2,00 ± 0,00	4	18,00	4,50 ± 2,51	4	32,00
<i>Hylomyscus spp</i>	12	4,00 ± 2,00	3	22,00	5,50 ± 7,00	4	14,00	3,50 ± 1,91	4	48,00
<i>Lophuromys dudui</i>	16	3,20 ± 1,78	5	12,00	4,00 ± 0,00	3	8,00	4,00 ± 1,41	2	36,00
<i>Praomys spp</i>	62	12,40 ± 6,69	5	13,00	4,33 ± 1,52	3	70,00	17,50 ± 3,00	4	145,00
<i>Stochomys longicaudatus</i>	6	3,00 ± 1,41	2	13,00	4,33 ± 1,52	3	13,00	4,33 ± 3,21	3	32,00
Total	102			68			123			293

H. cf. lunaris manifeste une adaptation du type V préférant la forêt secondaire par rapport aux autres habitats. Les moyennes de ses captures mensuelles sont non significativement différentes entre la lisière et jachère ($t=0,44$; ddl=8 ; $p>0,05$) ; par contre elles sont significativement différentes entre la lisière et la forêt secondaire ($t=1,44$; ddl=8 ; $p<0,05$) et entre la jachère et la forêt secondaire ($t=1,54$; ddl=8 ; $p<0,05$). *Hylomyscus spp* et *S. longicaudatus* présentent des adaptations du type I ; ces espèces sont généralistes et n'accusent pas des différences d'abondances entre les habitats. Les moyennes des captures mensuelles pour ces deux espèces ne sont pas significativement différentes entre la lisière et la jachère ($t=0,35$; ddl=5 ; $p>0,05$ et $t=1,60$; ddl=4 ; $p>0,05$) ; entre la lisière et la forêt secondaire ($t=0,55$; ddl=5 ; $p>0,05$ et $t=0,00$; ddl=4 ; $p>0,05$) et entre la jachère et la forêt secondaire ($t=0,33$; ddl=6 ; $p>0,05$ et $t=1,06$; ddl=4 ; $p>0,05$).

4.4. Discussion

La distribution des abondances observées dans les différents habitats (Tableau 4.2) confirme que la plupart des espèces des Rongeurs de Masako utilisent mieux la jachère et la forêt secondaire (Dudu, 1991 et Mukinzi et al., 2005). Ces espèces seraient mobiles entre ces deux principaux habitats tout en transitant par la lisière qui présente les conditions intermédiaires (Iyongo et al., 2012) et contribue de ce fait au maillage écologique favorable au déplacement des espèces (Aligner, 2010). Ces Rongeurs se déplaceraient d'une tache d'habitat à l'autre pour assurer leur cycle de vie et maintenir leur population (Baudry et Burel, 2011), ils seraient à la recherche de la nourriture, des gîtes (Mukinzi et al., 2005) et ou des partenaires sexuels.

La grande similarité entre la jachère et la forêt secondaire confirme que ce sont des milieux riches en Rongeurs à Masako, leurs fournissant de la nourriture et l'abri nécessaire (Dudu, 1991). Cela peut justifier le fait que la lisière se distingue particulièrement des habitats qu'elle sépare en ayant ses caractéristiques écologiques propres (Fraver, 1994, Cadenasso et al., 2003 et Imbeau et al., 2003) souvent marquées par des conditions environnementales instables (Meniko, 2010) et servant de potentiel piège écologique pour les insectes prédateurs (Ries et Fagan, 2003).

La diversité et l'équitabilité élevées, observées au niveau de la lisière par rapport aux autres habitats confirment qu'elle supporte en générale une plus grande biodiversité (diversité, richesse spécifique et équitabilité réunies) que les habitats adjacents (Aligner, 2010). La richesse spécifique élevée de la jachère serait liée à la présence de la nourriture ainsi qu'à la quantité des ressources disponibles (Mukinzi et al., 2005) favorisant la présence d'espèces sporadiques. Dudu (1991) a également observé à Masako que les jachères étaient des milieux plus riches en espèces de Rongeurs que les forêts secondaires et les zones humides. Tout comme Mukinzi et al. (2005) à l'île Mbiye, l'un des blocs forestiers proches de la ville de Kisangani. Les équitabilités faibles obtenues dans la jachère et la forêt secondaire expriment la tendance à l'homogénéisation de la composition en Rongeurs dans ces habitats et traduit l'instabilité des écosystèmes en places (Iyongo et al., 2012) confirmant la pression anthropique exercée sur la réserve de Masako (Juakaly, 2007 ; Kennis, 2012).

L'absence des espèces propres à la lisière, confirme les résultats d'autres auteurs qui ont constaté que pour les oiseaux (Imbeau et al., 2003) et les papillons (Ries et Sisk, 2010), il n'existe pas ou peu de réelle espèce de lisière.

La présence marquée de *Praomys spp* en jachère et forêt secondaire (Tableau 4.2) serait due à sa valence écologique élevée. Ce genre d'espèce est censé avoir une plus grande tolérance à des modifications de l'environnement par rapport aux autres espèces du milieu (Kennis, 2012) et se reproduit dans des habitats assez variés contribuant ainsi au maintien d'une population viable dans plusieurs types d'habitats.

Cette étude montre que les Rongeurs réagissent bien à l'anthropisation forestière et à l'effet de lisière et en sont donc des bons indicateurs. On constate sur base des résultats, que la lisière en zone de contact jachère-forêt secondaire se présente, selon le paramètre considéré, soit comme une zone intermédiaire (zone de transition) entre habitats adjacents ; soit comme un habitat distinct marqué par des caractéristiques écologiques propres et que les espèces de Rongeurs réagissent différemment aux effets de lisière.

Cette connaissance du rôle des Rongeurs comme bio-indicateurs des modifications paysagères et de l'effet de lisière à Masako est une étape importante et marque le point de départ pour la gestion durable de cette réserve forestière. Car les lisières, par la biodiversité qu'elles abritent, les fonctions qu'elles régulent (flux d'organismes, de matière et d'énergie), les rôles qu'elles assurent (écologique, social, esthétique, récréatif) et les services environnementaux qu'elles rendent, constituent un enjeu pour la gestion et la conservation de la biodiversité (Gosselin, 2008).

Conclusion

Cette étude a permis de caractériser la diversité des Rongeurs dans trois habitats en zone de contact forêt-jachère dans la réserve de Masako et a mis en évidence le fait que les Rongeurs sont des bons bio-indicateurs de l'anthropisation forestière et de l'effet de lisière. En effet, la fragmentation forestière en cours à Masako induit le changement d'occupations du sol par la création des habitats divers tels que les jachères, les forêts secondaires et les lisières caractérisées par des diversités, des richesses spécifiques et des abondances variées. La présence de l'espèce *Mastomys natalensis* (espèce anthropophile) en jachère, constitue une preuve indéniable du changement qui s'opère actuellement à Masako. Les habitats intérieurs se sont rapprochés en composition des Rongeurs car ils constituent leurs milieux de prédilection (Dudu, 1991 ; Mukinzi et al., 2005) à Masako. La lisière en partageant une bonne similarité (plus de 50 % avec le coefficient de Jaccard) avec les habitats qu'elle sépare, atteste que c'est une zone de transition entre systèmes écologiques adjacents et ; en ayant ses caractéristiques écologiques propres (sa diversité, sa densité, son équitabilité, sa richesse

spécifique), constitue un habitat à part entière, perçu différemment par les espèces de Rongeurs. Elle devient donc un élément central dans ce paysage spatialement hétérogène, qui structure les communautés animales et joue un rôle potentiellement important dans le maintien de la diversité (Gehlaussen et al., 2000). La quantification et la caractérisation de la diversité des lisières forestières, restent des efforts à fournir pour comprendre leurs effets sur les patrons de distribution des communautés végétales et animales à l'échelle du paysage forestier de Masako.

CHAPITRE V : DIVERSITE ET STRUCTURE DEMOGRAPHIQUE DES POPULATIONS DE RONGEURS (*RODENTIA: MAMMALIA*) SUIVANT UN GRADIENT D'ANTHROPISATION DANS LA RESERVE FORESTIERE DE MASAKO (KISANGANI, RD CONGO)

Auteurs

Meniko To Hulu Jean Pierre Pitchou, Amundala Drazo Nicaise, Iyongo Waya Mongo Léon, Mate Mweru Jean Pierre, Ewango Corneille, Verheyen Erik, Dudu Akaibe Benjamin et Bogaert Jan.

Remerciements

Nous sommes très reconnaissant au Projet Interuniversitaire Ciblé en Aménagement Durable des Forêts Congolaises (PIC-AFORCO) pour la bourse nous octroyée. Nous apprécions le soutien matériel du Centre de Surveillance de la Biodiversité (CSB-UNIKIS). Nous remercions Edouard Ilunga et Marie André pour leur soutien scientifique, Patrick Mutombo, Bob Samunyange, Papy Meniko, Douglas Akaibe, Ledjo Buli et Coucou Meniko pour leur accompagnement technique.

Avant-propos

Il a été prouvé au chapitre précédent (chapitre 4) que les Rongeurs réagissent bien aux effets de lisière et d'anthropisation forestière. Cela étant, ce chapitre examine l'évolution de la structure démographique (notamment le sex-ratio et la structure des classes d'âges) des populations de 4 espèces de Rongeurs sous l'influence d'un gradient anthropique, dans un contexte de fragmentation forestière de la réserve de Masako.

Résumé

Cette étude a examiné, la diversité des habitats, le sex-ratio, la structure des classes d'âge, l'effet saison et l'impact des activités anthropiques sur les populations de Rongeurs dans 4 habitats identifiés suivant un gradient anthropique dans la Réserve de Masako (RD Congo). La méthode de grille de piégeage à raison de 100 pièges par grille, couplée à la technique de capture-marquage-recapture ont permis de prospecter les habitats à l'aide des pièges *Sherman*. 794 individus capturés 3112 fois de février 2012 à janvier 2013 ont fait l'objet de la présente étude. Les différences numériques d'abondances, de diversités et de densités relatives sont

observées entre les habitats ; cela exprime les différences écologiques, structurelles et de régime de perturbation qui les caractérisent. Les équivalences faibles obtenues dans les habitats traduisent la pression anthropique exercée sur l'écosystème étudié. La forêt primaire s'est révélée la plus diversifiée et la plus équitable de tous les habitats alors que les abondances et les densités relatives les plus élevées sont obtenues en forêt secondaire puis en jachère jeune. Ce qui indique que la dynamique paysagère liée aux activités anthropiques à Masako engendre une mosaïque d'habitats qui abrite une faune abondante et diversifiée des Rongeurs. Les abondances des individus capturés n'étant pas numériquement très différentes entre les habitats, attestent que la forêt primaire est aussi un habitat apprécié de Rongeurs. La structure des populations de Rongeurs est généralement stable au courant de l'année. Cela s'explique par la valence écologique élevée des espèces, l'absence d'une saison sèche absolue assurant la reproduction continue et le renouvellement des individus de chaque classe d'âges. Les abondances en nombre de captures sont faibles en saison subsèche et élevées en saison de pluie. Le sex-ratio est déséquilibré en faveur des mâles pour toute l'année (deux saisons réunies) et en saison subsèche mais reste équilibré en saison humide. Enfin, beaucoup des classes d'âges manquent en saison subsèche comparativement à la saison pluvieuse. Ces résultats permettent de mettre en évidence l'impact des activités anthropiques et « l'effet saison » sur les populations de Rongeurs à Masako.

Mots clés : Diversité, Sex-ratio, Classes d'âges, Rongeurs, Habitats.

Abstract

This study examined, habitat diversity, the sex ratio, the structure of age classes, the seasonal effect and the impact of human activities on populations of rodents in 4 habitats identified following an anthropogenic gradient in the reserve Masako (DR Congo). The trapping grid method at 100 traps per grid, coupled with the technique of mark and recapture allowed to prospect habitats using Sherman traps. 794 individuals captured 3112 times from February 2012 to January 2013 were the subject of this study. The numerical differences in abundances of diversity and relative densities are observed between habitats; it expresses the ecological differences, structural and disturbance regime that characterize them. Low equivalences obtained in habitats reflect the anthropogenic pressure on the ecosystem studied. Primary forest proved the most diverse and most equitable of all habitats while abundances and densities are highest relative obtained in young secondary forest and fallow. Indicating that the landscape dynamics related to anthropogenic activities Masako creates a mosaic of

habitats that houses an abundant and diverse fauna of rodents. The abundance of the captured individuals are not numerically very different between habitats, show that primary forest is a popular habitat for rodents. Rodents structure of populations is generally stable during the year. This is due to the high ecological valence species, the absence of absolute dry season ensuring the continued reproduction and renewal of individuals in each age class. Abundances in number of catches are low in dry season and high in the rainy season. The sex ratio is unbalanced in favor of males for the whole year (two seasons combined) and dry season but remains balanced in the wet season. Finally, many of the age groups missing during the dry season compared to the rainy season. These results highlight the impact of human activities and the "season" effect on the populations of Rodents in Masako.

Key words: Diversity, Sex ratio, age classes, Rodents, Habitats.

5.1. Introduction

La transformation des milieux naturels par les activités humaines et son impact sur les organismes qui dépendent de ces habitats est une des thématiques centrales de l'écologie du paysage moderne (Kindlemann et Burel, 2008). Ces transformations paysagères (perte, fragmentation et dégradation d'habitats) sont considérées comme une des causes principales de la perte de la biodiversité au même titre que les changements climatiques (FAO, 2010), que ce soit à l'échelle locale, nationale ou globale (Sala et al., 2008; Hanski, 2005). Elles sont les principales menaces qui pèsent sur la viabilité des populations et ont été reconnues comme de bons indicateurs des menaces sur la biodiversité (Brooks et al., 1999; Ferreras, 2001). L'augmentation rapide de la population humaine accroît les besoins (terres agricoles, bois et bois de chauffage, plantes médicinales) et est à l'origine de la perte globale d'habitat forestier et de la fragmentation de la surface restante (Rodgers, 1998 ; Bolger et al., 2000).

Les petits Mammifères constituent de la nourriture à la faune aviaire et aux Mammifères prédateurs. Ils sont en même temps d'importants consommateurs de graines (plantes) ainsi que d'importants contributeurs à la biodiversité des écosystèmes forestiers et de bons indicateurs écologiques (Linzey et Kesner, 1997). Parmi ceux de la région de Kisangani, les Rongeurs qui sont les plus connus (Katuala, 2009) et les plus diversifiés (Mukinzi et al., 2005), sont des victimes directes des actions anthropiques (Tarrant et al., 1990). Ils conviennent donc mieux pour évaluer le rôle relatif du changement des conditions écologiques et de la fragmentation des habitats qui s'opèrent actuellement dans la région pour autant que les changements dans la

structure des habitats conduisent à des modifications spécifiques des Rongeurs (Nicolas et al., 2008).

Pour mesurer l'impact des activités anthropiques et « l'effet saison » sur les populations de Rongeurs à Masako, cet article vérifie si (1) la forêt primaire (habitat stable) abrite une faune de Rongeurs aussi abondante et diversifiée que les habitats anthropisés (jachères et forêt secondaire), reconnus comme leurs milieux de prédilection; (2) si les activités anthropiques contribuant aux modifications du paysage, entraînent des différences d'abondances, de diversités, d'équitabilité et de structure démographique entre les habitats; (3) et si ces activités anthropiques; en s'intensifiant pendant la saison subsèche, ont un impact significatif sur l'abondance des captures, le sex-ratio et la structure d'âges de Rongeurs dans ce paysage anthropisé.

5.2. Matériel et Méthodes

La Réserve forestière de Masako (00°36' N; 25°13' E entre 460-500 m d'altitude), se situe à 14 Km au Nord-Est de la ville de Kisangani. Sa superficie est de 2105 ha (Juakaly, 2002; Mukinzi et al., 2005, Meniko, 2010). Les précipitations y sont abondantes avec une moyenne mensuelle de 152 mm, mais inégalement réparties au cours de l'année. On constate deux maxima équatoriaux en octobre et avril et deux minima solsticiaux en janvier et juillet. La température moyenne est de 25°C et l'humidité relative moyenne de 85% sans grande variation au cours de l'année (Amundala et al., 2005). Deux courtes périodes sèches (décembre-février et juin-août) et deux courtes périodes humides (mars-mai et septembre-novembre) y coexistent. La Réserve bénéficie d'un climat équatorial du type Af; selon la classification de Köppen (Nyakabwa, 1982) caractérisé par l'absence d'une saison sèche absolue.

L'inventaire écologique de Rongeurs par capture-marquage-recapture (Borgault, 2008) a été effectué de février 2012 à janvier 2013 dans les habitats identifiés suivant un gradient anthropique. Quatre grilles de 1 ha (100 x 100 m) chacune étaient installées respectivement dans la forêt primaire à *Gilbertiodendron dewevrei* (De Wild), la forêt secondaire, la jachère vieille de ± 7 ans et la jachère jeune de ± 3 ans. Dans chaque grille, 100 pièges « Sherman » distants de 10 m les uns des autres ont été utilisés. La pulpe de noix de palme (*Elaeis guineensis* Jacq), la chikwangue produit à base de manioc (*Manihot esculenta* Crantz) et la pâte d'arachide (*Arachis hypogaea* L) ont servi d'appâts. Le piégeage mensuel et régulier organisé du 20 au 30 de chaque mois durait 5 jours par session (campagne). Ainsi, 3112

captures de 794 individus ont été réalisées pour un effort total de 24 000 nuits pièges. Les espèces *Deomys ferrugineus* (Thomas, 1888), *Hylomyscus stella* (Thomas, 1911) *Lophuromys dudui* (Verheyen et al., 2002) et *Praomys cf. jacksoni* sont les 4 retenues pour cette étude. Le dispositif expérimental est présenté dans la figure 5.1 ci-dessous.

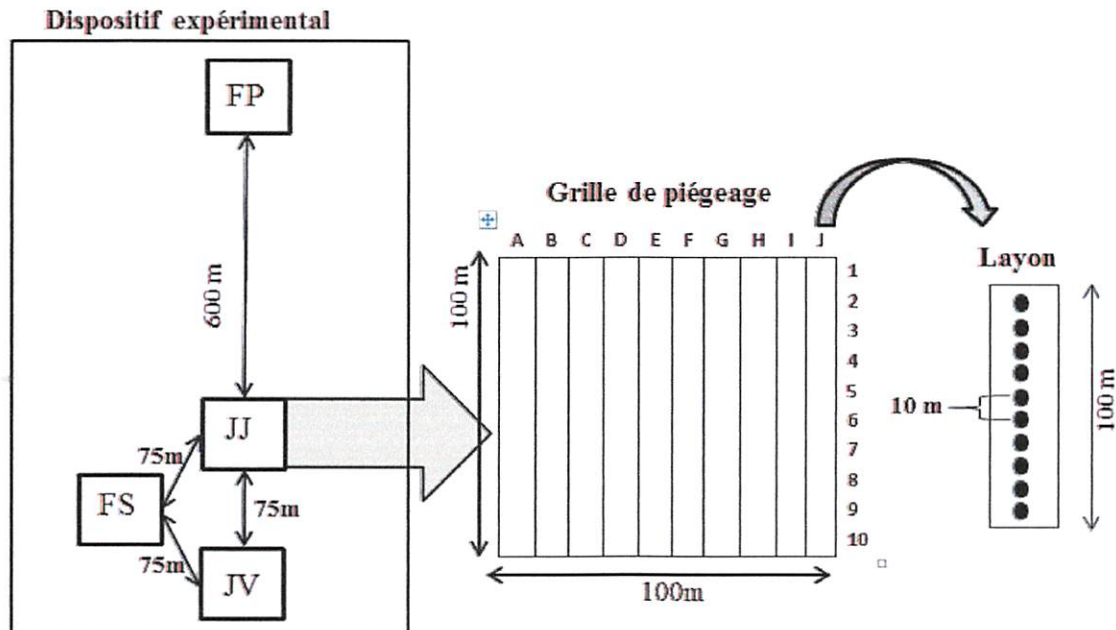


Figure 5.1 : Dispositif expérimental permanent de captures de Rongeurs illustrant les grilles de piégeage et les pièges placés le long du layon. FP= forêt primaire ; FS= forêt secondaire ; JJ= jachère jeune et JV= jachère vieille. Chaque habitat correspond à une grille de piégeage de 1ha (100m x 100m). Le long des layons sont placés des pièges à 10 m les uns des autres soit 10 pièges par layon.

La structure de populations a été étudiée en fonction du sex-ratio et de classes d'âge (Tableau 5.1) obtenues par mensurations corporelles couplées à l'observation des caractères reproductifs des individus en classes (Duplantier, 1989; Dudu, 1991, Amundala et al., 2005).

Ces critères ont permis le regroupement des individus en 3 classes :

- La classe des immatures: les femelles avec vagins non-perforés et tétines invisibles, les mâles avec des testicules abdominaux non développés. Aucun caractère de maturité sexuelle ;
- La classe des subadultes: les femelles ont des petits seins visibles avec des vagins non perforés et les mâles ayant des testicules en voie de scrotalisation, développés de l'intérieur mais invisibles de l'extérieur. Au moins un des caractères de maturité sexuelle est décelé ;

• La classe des adultes: les femelles ont des gros mamelons et/ou des vagins perforés et les mâles ont des testicules scrotaux qui sont visibles de l'extérieur. C'est la classe des adultes sexuels qui sont généralement les plus lourds de chaque espèce.

Les classes d'âges suivantes ont été définies en fonction des poids corporels (Duplantier, 1982, Dudu, 1991 et Amundala et al., 2005) d'après le Tableau 5.1.

Tableau 5.1 : Définition des classes d'âge d'après les poids corporel pour les 4 espèces les plus abondantes. Classe 1: immatures; classe 2: subadultes et classe 3: adultes. Les poids correspondant à chaque classe sont indiqués.

Espèces	Classe 1	Classe 2	Classe 3
<i>D. ferrugineus</i>	Immatures: <35g	Subadultes: <50g et >35g	Adultes: >50g
<i>H. stella</i>	Immatures: <11g	Subadultes: <21g et >10g	Adultes: >20g
<i>L. dudui</i>	Immatures: <41g	Subadultes: <51g et >40g	Adultes: >50g
<i>Praomys cf. jacksoni</i>	Immatures: <21g	Subadultes: <41g et >20g	Adultes: >70g

La structure démographique de la population (sex-ratio et classes d'âge) a été analysée en fonction d'espèces, d'habitats et de saisons.

Selon les situations et en fonction de la distribution de nos données, quelques tests statistiques ont été utilisés. Les tests de Chi-carré ont été utilisés en comparant les valeurs observées (1) aux valeurs attendues pour mesurer les différences d'abondances entre saisons pour l'ensemble des habitats et habitat par habitat; (2) aux valeurs théoriques suivant une distribution uniforme de 1/1 pour (a) analyser le sex-ratio global des 4 espèces étudiées; (b) tester l'effet saison sur le sex-ratio ; et enfin (c) comparer le sex-ratio observé de chaque espèce selon chaque habitat.

Les données récoltées ont également permis de calculer la diversité (H) de Rongeurs selon l'indice de Shannon Weaver :

$$H = \sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \quad (5.1)$$

Où: $p_i = \frac{n_i}{N}$

Avec H = diversité de Shannon ; n_i = nombre d'individus de l'espèce donnée pour l'habitat considéré; N = nombre total d'individus pour le même habitat. L'équitabilité (J) des espèces de Rongeurs a été déterminée par l'indice de Pielou :

$$J = \frac{H}{H \max} \quad (5.2)$$

Où $H_{\max} = \ln S$

Avec J = équitabilité de Pielou ; S = nombre d'espèces pour l'habitat considéré. Enfin, nous avons calculé la densité relative ou l'indice de piégeage T (%) :

$$T (\%) = \frac{N}{(n \times t)} \times 100 \quad (5.3)$$

Avec T = densité relative ou indice de piégeage, n = nombre de pièges utilisées et t = nombre de nuits de capture effectives (Nicolas et al., 2003).

L'identification des espèces des genres *Hylomyscus* et *Praomys* a été réalisée au département des vertébrés de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique (IRSNB) par analyse moléculaire d'ADN sur des tissus d'ongles fixés à l'alcool 95 %.

5.3. Résultats

Pour les 12 mois d'étude, 794 individus appartenant aux 4 espèces de Rongeurs étudiées ont été récoltés dans les 4 habitats. *D. ferrugineus* représente 13.10%, *H. stella* 14.11%, *L. dudui* 6.93% et enfin *P. cf. jacksoni* 65.87% de l'effectif total, constituant l'espèce la mieux représentée dans tous les habitats (Tableau 5.2).

Tableau 5.2 : Effectifs des espèces des Rongeurs capturées par habitat. Données recoltées de février 2012 à janvier 2013 dans la réserve forestière de Masako (RD Congo). 100 pièges Sherman par grille par ha placés dans 4 habitats (FP= forêt primaire, FS= forêt secondaire, JV= jachère vieille, JJ= jachère jeune) ont servi aux captures de 794 individus par la méthode de capture-marquage-recapture. N= Nombre d'individus.

Espèces	Habitats				Total
	FP	FS	JV	JJ	
<i>Deomys ferrugineus</i>	55	38	9	2	104
<i>Hylomyscus stella</i>	23	22	14	53	112
<i>Lophuromys duduii</i>	4	8	21	22	55
<i>Praomys cf. jacksoni</i>	96	181	126	120	523
N	178	249	170	197	794

La forêt primaire se montre la plus diversifiée (H=1,05 et J= 0,52) de tous les habitats à côté de la jachère jeune, mais les différences demeurent faibles. A l'inverse elle regorge, avec la jachère vieille, des densités relatives basses par rapport à la forêt secondaire et à la jachère jeune (Tableau 5.3).

Tableau 5.3 : Effectifs et indices de diversité des espèces des Rongeurs capturées par habitat. Données recoltées de février 2012 à janvier 2013 dans la réserve forestière de Masako (RD Congo). 100 pièges Sherman par grille par ha placés dans 4 habitats (FP= forêt primaire, FS= forêt secondaire, JV= jachère vieille, JJ= jachère jeune) ont servi aux captures de 794 individus par la méthode de capture-marquage-recapture. Le nombre d'individus N, l'indice de diversité de Shannon Weaver H, l'équitabilité de Pielou E et la densité relative ou succès de piégeage T (%) sont indiquées.

	Habitats			
	FP	FS	JV	JJ
H	1.05	0.84	0.84	0.95
J	0.52	0.42	0.42	0.47
T (%)	2.97	4.15	2.83	3.28

Le nombre total des individus capturés (toutes les espèces confondues) pendant les deux saisons (sèche et humide, Tableau 5.4, 496vs298) comparés aux valeurs attendues (397vs397), attestent d'une différence significative ($\chi^2=49,37$; ddl=2 et $p<0,01$) entre les deux saisons. Les comparaisons des effectifs entre les deux saisons donnent des différences d'abondances très significatives pour la forêt secondaire et la jachère vieille ($\chi^2=25,06$, $p<0,01$; $\chi^2=13,55$, $p<0,01$) et significative dans la forêt primaire ($\chi^2=8,98$, $p<0,05$). Cependant, la jachère jeune n'accuse pas de différence statistique ($\chi^2=4,88$, $p>0,05$) entre les effectifs des individus capturés dans les deux saisons (Tableau 5.4). De même, que ce soit pour les mâles ($\chi^2=18,77$; $p<0,01$) ou les femelles ($\chi^2=32,43$; $p<0,01$) ; toutes les espèces confondues, des différences significatives en nombre d'individus sont constatées entre les

deux saisons ; ces abondances sont importantes en saison humide et baissent sensiblement en saison subsèche. Le sex-ratio global (441vs353) pour toutes les espèces capturées durant la période d'étude (deux saisons) comparé au sex-ratio théorique de 1/1, montre qu'il existe un sex-ratio significativement biaisé ($\chi^2=9,75$; $p < 0,05$) en faveur de mâles qui totalisent 55,54% des individus capturés (Tableau 5.4). Cependant, l'analyse par saison montre que le sex-ratio n'est pas significativement différent de la parité ($\chi^2=2,61$; $ddl=2$; $p > 0,05$) en saison humide (266vs230); par contre il indique un biais sex-ratio en faveur des mâles ($\chi^2=9,07$; $ddl=2$; $p < 0,05$) en saison subsèche (175vs123, Tableau 5.4).

Tableau 5.4 : Répartition des espèces de Rongeurs en fonction d'habitats et de saisons. Données recoltées de février 2012 à janvier 2013 dans la réserve forestière de Masako (RD Congo). 100 pièges Sherman par grille par ha, placés dans 4 habitats (FP= forêt primaire, FS= forêt secondaire, JV= jachère vieille, JJ= jachère jeune) ont servi aux captures. M= Mâle, F= Femelle, N= Nombre d'individus, ST₁= sous total saison humide, ST₂= sous total saison subsèche, %= pourcentage et TG= total général.

Espèces	FP			FS			JV			JJ			Total		
	N	M	F	N	M	F	N	M	F	N	M	F	N	M	F
saison humide															
<i>Deomys ferrugineus</i>	29	15	14	27	17	10	06	2	4	01	0	1	63	34	29
<i>Hylomyscus stella</i>	16	13	3	13	10	3	12	5	7	38	19	19	79	47	32
<i>Lophuromys dudui</i>	03	2	1	06	5	1	09	7	2	11	6	5	29	20	9
<i>Praomys cf. jacksoni</i>	61	30	31	118	58	60	82	43	39	64	34	30	325	165	160
ST₁	109			164			109			114			496	266	230
saison subsèche															
<i>Deomys ferrugineus</i>	26	16	10	11	8	3	03	2	1	01	1	0	41	27	14
<i>Hylomyscus stella</i>	07	3	4	09	5	4	02	1	1	15	9	6	33	18	15
<i>Lophuromys dudui</i>	01	0	1	02	1	1	12	7	5	11	5	6	26	13	13
<i>Praomys cf. jacksoni</i>	35	22	13	63	36	27	44	30	14	56	29	27	198	117	81
ST₂	69			85			61			83			298	175	123
TG	178			249			170			197			794	441	353
% TG														55.54	44.46

Pour chacune des 4 espèces étudiées, des biais sex-ratio obtenus par comparaison des valeurs observées aux valeurs théoriques (1/1), sont à chaque fois observés en faveur des mâles de chaque espèce pour la somme des individus capturés dans tous les habitats mais aussi dans certains habitats (Tableau 5.5) pour les effectifs des individus capturés par habitat. *D. ferrugineus* présente un sex-ratio biaisé en faveur des mâles dans la forêt secondaire ($\chi^2=11,07$; $p < 0,01$) ; *H. stella* dans les forêts primaire ($\chi^2=11,57$; $p < 0,01$) et secondaire ($\chi^2=9,14$; $p < 0,01$) ; *L. dudui* dans la jachère vieille ($\chi^2=7,00$; $p < 0,05$) ; enfin *P. cf. jacksoni* dans la jachère vieille ($\chi^2=7,55$; $p < 0,05$).

Tableau 5.5: Sex-ratio des espèces *D. ferrugineus*, *H. stella*, *L. dudui* et *P.cf. jacksoni* en fonction d'habitats. FP: forêt primaire, FS: forêt secondaire, JV: jachère vieille et JJ: jachère jeune. Individus capturés de février 2012 à janvier 2013 à l'aide des pièges *Sherman* à raison de 100 par grille, ha et habitat. Réserve forestière de Masako, Kisangani, RD Congo. N : Nombre d'individus ; * Différence significative = $p < 0,05$; ** Différence très significative = $p < 0,01$.

Espèces	FP N	FS N	JV N	JJ N	Total général N
<i>Deomys ferrugineus</i>					
Males	31	25	4	1	61
Femelles	24	13	5	1	43
Sex-ratio (M/F)	1,29	1,92	0,80	1,00	1,42
χ^2	2,04	11,07**	-	-	7,53*
<i>Hylomyscus stella</i>					
Males	16	15	6	28	65
Femelles	7	7	8	25	47
Sex-ratio (M/F)	2,28	2,14	0,75	1,12	1,38
χ^2	11,57**	9,14**	0,50	0,36	6,89*
<i>Lophuromys dudui</i>					
Males	2	6	14	12	34
Femelles	2	2	7	10	21
Sex-ratio (M/F)	1,00	3,00	2,00	1,20	1,62
χ^2	-	-	7,00*	0,40	8,05*
<i>Praomys cf. jacksoni</i>					
Males	52	94	73	63	282
Femelles	44	87	53	57	241
Sex-ratio (M/F)	1,18	1,10	1,38	1,10	1,17
χ^2	1,45	0,56	7,55*	0,63	6,98*

L'analyse des classes d'âges par habitat, les deux saisons prises ensemble (figure 5.2), montre que toutes les classes d'âge sont généralement bien représentées dans les habitats étudiés. Les subadultes sont les plus nombreux dans les habitats (mais pas partout), avec 55,77 % des individus pour *D. ferrugineus*; 64,28 % pour *H. stella* et 71,13% pour *P. cf. jacksoni*. Pour *L. dudui*, ce sont les immatures qui sont les plus nombreux avec 47,27 %. Ils dominent au niveau de jeune et vieille jachères alors que les subadultes les sont en forêts primaire et secondaire. Les 4 espèces étudiées par classe d'âge, sexe et habitat, indiquent pour *D. ferrugineus* l'absence des immatures femelles en forêt primaire ; des immatures mâles en jachère vieille et enfin des immatures ainsi que des adultes (mâles et femelles) en jachère jeune. L'espèce montre une préférence aux forêts (primaire et secondaire). Pour *H. stella*, les immatures mâles et femelles manquent en forêt primaire alors que les immatures mâles manquent en forêt secondaire et jachère vieille ; l'espèce préfère la jachère jeune. *L. dudui*

accuse d'une absence des immatures et subadultes mâles ainsi que des subadultes femelles en forêt primaire mais aussi des adultes mâles et subadultes femelles en forêt secondaire. Enfin *P. cf. jacksoni* est bien représenté avec toutes les classes d'âges (les deux sexes confondus) dans tous les habitats étudiés ; l'espèce est abondante partout.

L'analyse des abondances par classe d'âges, espèce, sexe et saison en fonction des habitats (figure 5.3), fait observer que la plupart des classes d'âges sont retrouvées en saison humide comparativement à la saison subsèche où beaucoup des classes, surtout des femelles adultes, sont absentes. On observe pour *D. ferrugineus* qu'il y a absence des immatures femelles en forêt primaire ; des immatures mâles en jachère vieille ; de toutes les classes d'âges mâles, des immatures ainsi que des adultes femelles en jachère jeune pendant la saison de pluie tandis qu'en saison subsèche il y a absence des immatures femelles en forêt primaire ; des immatures mâles et adultes femelles en forêt secondaire ; des immatures et adultes (mâles et femelles) en jachère vieille et enfin des immatures mâles ainsi que de toutes les classes d'âges femelles en jachère jeune. Concernant *H. stella*, on remarque en saison de pluie, l'absence des immatures mâles et femelles en forêt primaire et des immatures mâles en jachère vieille alors qu'en saison subsèche, il y a absence des immatures et adultes (mâles et femelles) en forêt primaire ; des immatures mâles et femelles ainsi que des adultes femelles en forêt secondaire et enfin des immatures et adultes (mâles et femelles) en jachère vieille. Quant à *L. dudui*, il y a en saison humide, absence des immatures (mâles et femelles), des adultes mâles et subadultes femelles en forêt primaire ; des adultes mâles, des immatures et subadultes femelles en forêt secondaire ; des subadultes et adultes femelles en jachère vieille et enfin des subadultes femelles en jachère jeune. A l'inverse, on note l'absence totale des mâles (toutes classes d'âges), des subadultes et adultes femelles en forêt primaire ; des immatures et adultes mâles avec des subadultes et adultes femelles en forêt secondaire ; des adultes mâles en jachère vieille et enfin des adultes femelles en jachère jeune. Enfin pour *P. cf. jacksoni*, toutes les classes d'âges sont présentes en saison de pluie tandis que l'on constate l'absence des adultes femelles en forêt secondaire ; des adultes mâles et femelles en jachère vieille pendant la saison subsèche.

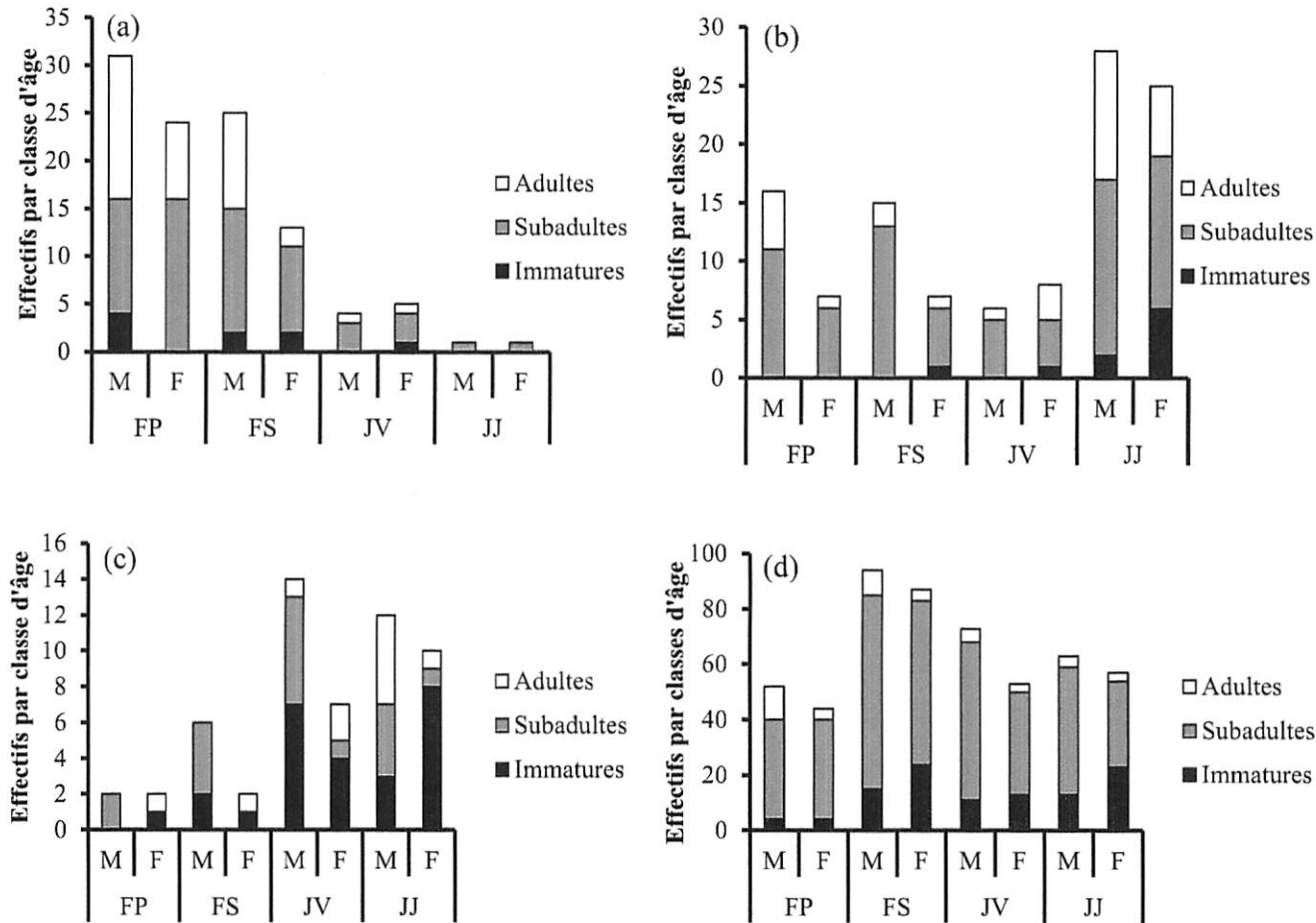


Figure 5.2. Structures des classes d'âge de *D. ferrugineus* (a), *H. stella* (b), *L. dudui* (c) et *P. cf. jacksoni* (d). Noir: immature, Gris: subadulte et Blanc: adulte. FP: forêt primaire, FS: forêt secondaire, JV: jachère vieille, JJ: jachère jeune, M: mâle et F: femelle. L'axe des ordonnées indique le nombre des captures réalisées de février à octobre 2012 à l'aide de 100 pièges *Sherman* par grille de 1ha installée dans chaque habitat dans la Réserve forestière de Masako (RD Congo).

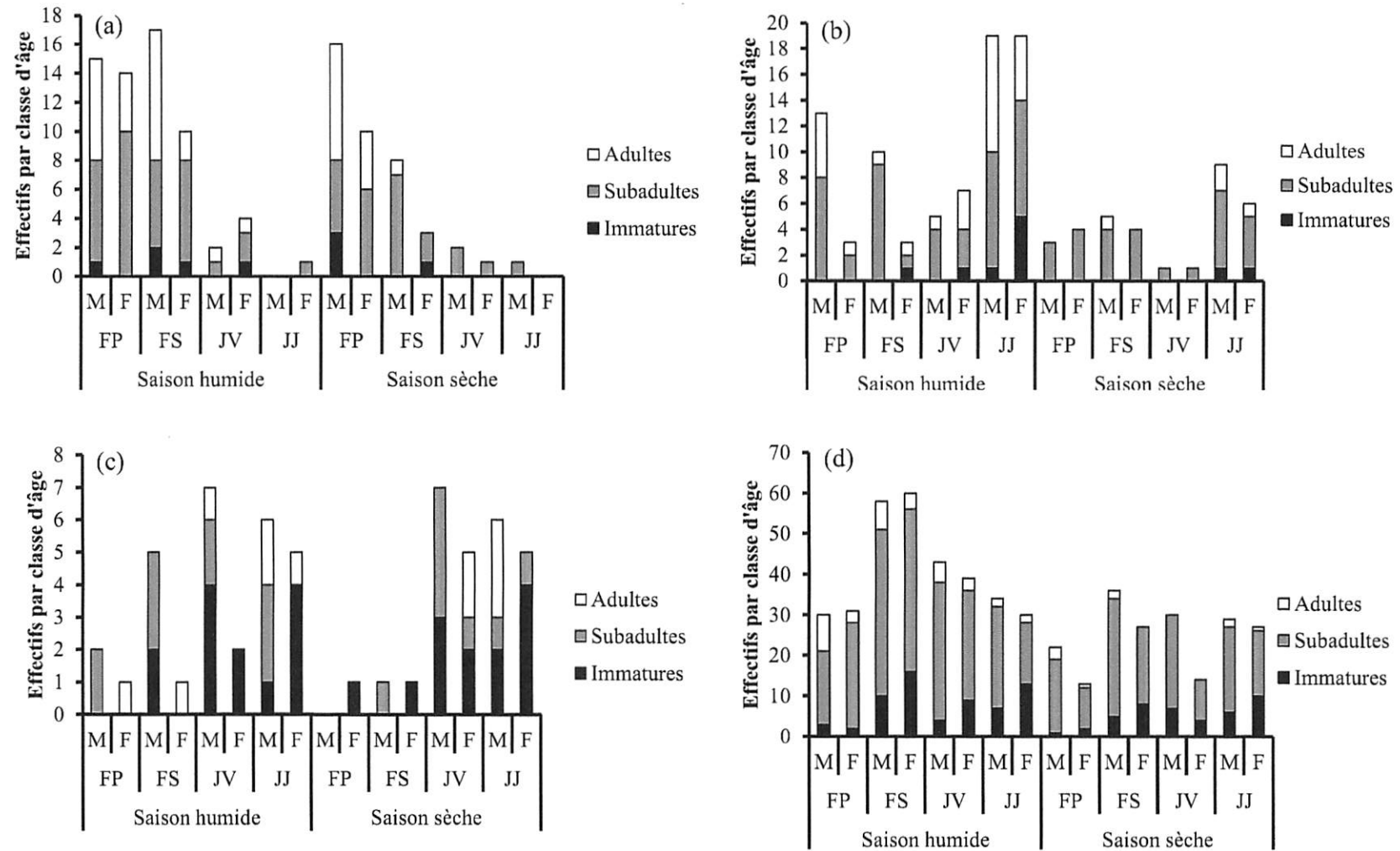


Figure 5.3. Structures des classes d'âge de *D. ferrugineus* (a), *H. stella* (b), *L. dudui* (c) et *P. cf. jacksoni* (d). Noir: immature, Gris: subadulte et Blanc: adulte. FP: forêt primaire, FS: forêt secondaire, JV: jachère vieille, JJ: jachère jeune, M: mâle et F: femelle. L'axe des ordonnées indique le nombre des captures réalisées de février 2012 à janvier 2013 à l'aide de 100 pièges *Sherman* par grille de 1ha installée dans chaque habitat dans la Réserve forestière de Masako (RD Congo).

5.4. Discussion

L'abondance globale des espèces de Rongeurs capturés n'a pas révélée de différence entre les habitats. Cela sous entend que la forêt primaire, plus diversifiée et plus équitable que les autres habitats, est un biotope aussi riche en faune de Rongeurs que les milieux anthropisés (jachères et forêt secondaire) reconnus comme leurs habitats de prédilection, leurs fournissant de la nourriture et l'abri nécessaire (Dudu, 1991 ; Munkinzi et al., 2005). Kennis (2012) a aussi observé à Masako et aux environs de Kisangani, qu'il n'existait pas de différence d'abondance entre la forêt primaire et les jachères. D'autres auteurs ont par ailleurs noté des plus fortes abondances dans les jachères et les plus basses dans la forêt primaire (Mukinzi et al., 2005 et Iyongo et al., 2012) et en milieux riverains (Dudu, 1991). Ces différences seraient attribuées aux faits que la forêt primaire, actuellement perturbée par les activités anthropiques accompagnées de la dynamique naturelle de régénération, renferme des conditions microclimatiques et alimentaires semblables aux jachères et forêts secondaires et favorables aux Rongeurs.

L'influence de la saison sur les abondances indique que les effectifs de captures de Rongeurs ont sensiblement diminué en saison subsèche ; période où les activités anthropiques (agriculture sur brûlis, cucillette, chasse, ramassage, récolte des produits forestiers ligneux ou non etc) s'intensifient à Masako (Juakaly, 2002; Iyongo et al., 2012) et dans la région de Kisangani, comparativement à la saison de pluie. Cela peut être justifié par la réduction des effectifs des femelles allaitantes qui restent autour des nids afin d'apporter des soins aux nouveaux nés (Duplantier, 1989) mais beaucoup plus par la mortalité élevée des femelles adultes (vulnérables) pendant cette période de reproduction (Sheppe, 1972) ainsi que des immatures en cette période de fortes perturbations.

La diversité des espèces de Rongeurs est similaire entre les habitats et ne semble pas être influencée par ceux-ci vu le fait que ces espèces sont tolérantes aux perturbations (espèces à valence écologique élevée) et dépendantes des forêts (Kennis, 2012). La grande diversité en Rongeurs rencontrée dans les 4 habitats serait liée au fait que l'ensemble de la réserve est soumis ces dernières années à un fort régime de perturbation qui engendre une mosaïque d'habitats abritant une faune abondante et diversifiée. Les équitabilités en espèces relativement faibles qui caractérisent tous les habitats témoignent de cette emprise de l'homme sur l'écosystème étudié. Cela contribue à l'expansion des espèces à haute valence écologique (Mazoyer et Roudart, 2002 ; Katuala, 2009 ; Kennis, 2012) mais aussi à la raréfaction

d'autres. Le cas de *P.cf. jacksoni* qui constitue 65,87% de l'effectif total en est la preuve. Dudu (1991) ; Amundala et al. (2005) et Iyongo (2013) ont aussi observé que *P. jacksoni* dominait dans le peuplement des Rongeurs à Masako mais pas avec une telle proportion. Cette situation pourrait être attribuée de manière générale aux différences d'habitats, qui sont connues pour provoquer des changements dans les comportements individuels et la repartition des espèces (Lindenmayer et Fisher, 2006). De manière spécifique, elle pourrait être expliquée par l'un de deux mécanismes évoqués par Kennis (2012) : (i) la plasticité phénotypique qui change le comportement individuel ; (ii) la sélection naturelle provoquée et la micro-évolution de l'espèce.

Le sex-ratio pour les 4 espèces étudiées durant toute l'année est significativement biaisé en faveur des mâles. Nos résultats concordent avec ceux de Cross (1977) en Sierra-Leone ; Happold (1977) au Nigéria; Dudu (1991) et Amundala et al. (2005) en RD Congo qui ont observé des biais sex-ratio en faveur des mâles pour la plupart d'espèces de Rongeurs des écosystèmes forestiers tropicaux. Rahm (1967) autour du Lac Kivu ; Duplantier (1989) au Gabon ; Happold (1983) au Nigéria ; Dudu et al. (1997) à Masako; Katuala et al. (2005) dans la réserve de faune à Okapi, ont aussi capturé beaucoup plus des mâles que des femelles mais sans obtenir une différence significative en faveur d'un sexe. Cette disparité de sexe pourrait s'expliquer par le fait que les mâles ont des domaines vitaux plus grands que ceux des femelles (Duplantier, 1989 ; Dudu, 1991 ; Dajoz, 2006) et qu'après la naissance, le sex-ratio est favorable aux mâles qui souvent se montrent par la suite plus compétitifs (Dajoz, 2006) et deviennent majoritaires dans les populations. Il est probable qu'une mortalité variable en fonction du sexe, de l'âge et une mobilité plus grande des mâles soient les principaux facteurs impliqués dans l'inégale répartition du sex ratio des espèces *P. cf. jacksoni*, *H. stella* et *D. ferrugineus*.

L'effet saison sur le sex-ratio a démontré qu'il existait un biais sex-ratio en faveur des mâles en saison sèche mais pas en saison de pluie. Cette situation est liée au fait que les mâles sont plus mobiles que les femelles durant la gestation jusqu'avant le sevrage (Amundala et al., 2008). Cette période va de la fin des saisons pluvieuses jusqu'au milieu des saisons sèches. Elle correspond à celle où les femelles qui allaitent ne s'écartent pas loin de leurs nids et se font de moins en moins capturées, mais aussi et surtout connaissent un fort taux de mortalité (Sheppe, 1972), suite aux différentes pressions liées aux pratiques de l'agriculture itinérante sur abattis brûlés.

La présence presque régulière de toutes les classes d'âge (immatures, sub-adultes et adultes), témoigne d'une structure de population globalement stable tout au long de l'année (Katuala et al., 2005 ; Amundala et al., 2005). Cette stabilité peut être due à la reproduction continue de Rongeurs (Dudu, 1991) suite à l'absence d'une saison sèche absolue à Masako (Juakaly, 2002; Amundala et al., 2005 ; Katuala et al., 2005), à une entrée régulière mais non massive des jeunes assurant le renouvellement constant des individus de chaque classe d'âges (Dudu, 1991) et à une prépondérance des subadultes et adultes pour la plupart d'espèces (Happold, 1974 ; 1979) sauf pour *L. dudui* qui présente une dominance des immatures dans les jachères. L'abondance élevée de *D. ferrugineus* en forêts concorde avec les résultats de Iyongo et al. (2009). Elle serait probablement due à son régime alimentaire insectivore consommant essentiellement les termites (Duplantier, 1982) qui se trouvent en abondance dans ces forêts de Masako. Mais aussi, l'espèce étant à la fois terricole et arboricole (Dudu, 1991), elle préfère les milieux forestiers aux autres habitats. L'espèce *H. stella* a été la plus abondamment capturée dans les jachères mais a aussi marquée une bonne présence dans les forêts. Cette observation coïncide avec celle de Dudu (1991) qui a affirmé que cette espèce est généralement abondante dans les jachères, forêts secondaires, forêt primaire et milieux riverains de Masako. Concernant *L. dudui*, on sait que l'espèce est très abondante dans tous les blocs forestiers de la rive droite du fleuve Congo mais surtout en jachères, forêts secondaires et en milieux riverains et reste moins abondant dans la forêt primaire à *Gilbertiodendron dewevrei* (Dudu, 1991). Cela corrobore avec nos résultats qui montrent que la majorité de nos individus sont capturés en jachères plus riches en nourriture et en nids (Munkizi et al., 2005) et donc des milieux préférés par les femelles allaitantes. D'où l'abondance observée des immatures pourrait sous entendre une proportion élevée des femelles (Amundala, 2013). *P. cf. jacksoni* par le nombre élevé de captures réalisées dans tous les habitats est resté de loin l'espèce la plus abondante (65,87%) et celle à valence écologique la plus élevée rencontrée à Masako. Une telle espèce est censée avoir une plus grande tolérance pour les changements de l'environnement par rapport aux autres espèces du milieu (Swihart et al., 2003) et donc se reproduit et est capable de maintenir des populations viables dans plusieurs types d'habitats (Kennis, 2012). Dudu et Gaevaerts (1987) et Dudu (1991) ont affirmé que *Praomys jacksoni* se reproduit partout à Kisangani et ses environs.

L'impact de la saison sur la structure d'âges d'espèces a montré que beaucoup des classes d'âges ; particulièrement les femelles adultes et les immatures, ont manqué en saison subsèche par rapport à la saison de pluie. Cette situation est généralement expliquée par le fait

que les femelles adultes réduisent leurs activités motrices pendant les périodes sèches correspondant à la fructification des plantes, aux mises bas des Rongeurs (Dudu, 1991) et aux soins apportés aux nouveaux nés et aux plus jeunes (immatures) qui sont pour la plupart de temps aux nids (Saint Girons, 1967 ; Amundala, 2013). Cependant, nous estimons qu'il pourrait s'agir d'une forte mortalité des femelles adultes et des immatures pendant cette période d'intensification d'activités anthropiques diverses (incinération, piégeage de Rongeurs) à Masako.

Conclusion

Cette étude a confirmé l'importance de la forêt primaire pour la faune de Rongeurs ainsi que l'impact des activités anthropiques et l'effet saison sur la structure démographique de populations de Rongeurs à Masako. Les observations d'abondances, de diversités et de densités relatives, expriment les caractéristiques écologiques, structurelles et de régime de perturbation (Makundi et al., 2009) des habitats. Les équivalences enregistrées traduisent la pression anthropique exercée sur l'écosystème étudié. La forêt primaire par l'abondance, la diversité et l'équivalence qui la caractérise, s'est révélée un habitat abondant et diversifié en faune de Rongeurs tout comme les jachères et la forêt secondaire. La structure des populations de Rongeurs généralement stable au courant de l'année, s'explique par la valence écologique élevée des espèces en place, l'absence d'une saison sèche absolue assurant la reproduction continue et le renouvellement constant des individus de chaque classe d'âges. Une proportion significativement faible des femelles caractérisant les populations de Rongeurs, traduit une vitesse lente de croissance démographique par rapport au cas contraire (Bourlière, 2009) et entraînerait une dynamique dans la structure des populations de Rongeurs étudiés. Les effets d'anthropisation et de saison étudiés sur les abondances de captures, les sex-ratio et la structure de classes d'âges, traduisent que les activités anthropiques en cours ne sont pas à encourager et que leur intensification en saison subsèche, affecteraient les populations de Rongeurs à Masako. Ainsi donc, la destruction continuelle de la forêt primaire, réservoir potentiel des espèces forestières et son remplacement par d'autres habitats comme c'est le cas à Masako, risque d'entraîner des effets non contrôlés sur la faune des Rongeurs. Elle mérite, avec d'autres écosystèmes forestiers environnant, d'être préservée. Cependant ; d'autres études, liées à la connectivité des habitats, à la mobilité et à l'organisation sociale des populations de Rongeurs nécessitent d'être abordées.

CHAPITRE VI : AFFILIATION AUX HABITATS ET MOBILITE SPECIFIQUE DE RONGEURS (*RODENTIA : MAMMALIA*) DANS UN PAYSAGE FRAGMENTE : RESERVE FORESTIERE DE MASAKO (KISANGANI, RD CONGO)

Auteurs

Meniko To Hulu Jean Pierre Pitchou, Iyongo Waya Mongo Léon, Amundala Drazo Nicaise, Mate Mweru Jean Pierre, Verheyen Erik, Koon de Gelas, Dudu Akaibe Benjamin et Bogaert Jan.

Remerciements

Nos remerciements au Projet PIC-AFORCO (ARES-CCD) pour le soutien financier ayant permis la récolte des données à Masako, aux techniciens de terrain sans lesquels ce manuscrit n'aurait eu sa raison d'être, à Norbert Litemandia et Doz Mukulutage pour leurs contributions constructives et au scolasticat Père Dehon de Kisangani pour l'inspiration suscitée.

Avant-propos

Etant donné la forte pression anthropique aboutissant à la fragmentation de la Réserve forestière de Masako, son paysage se complexifie d'avantage et se présente sous forme d'une mosaïque forestière caractérisée par une hétérogénéité spatiale marquée. Dans ce contexte, les populations qui le peuplent vive sous forme de métapopulation et choisissent de s'agréger dans les habitats de meilleures qualités. Ce chapitre analyse à travers la mobilité spécifique de Rongeurs, l'affiliation des espèces aux habitats, la connectivité des habitats et la nature des populations de Rongeurs dans le paysage fragmenté de Masako. Il propose quatre nouveaux indices d'affiliation d'espèces aux habitats.

Résumé

Cette étude a cherché à mettre en évidence la connectivité des habitats à travers la mobilité des espèces de Rongeurs, dans la perspective de leur réponse à l'hétérogénéité d'habitats, et a amélioré l'affiliation des espèces aux principaux habitats de la Réserve forestière de Masako (Kisangani, RD Congo). La technique écologique de capture-marquage-recapture a permis à l'aide des pièges « *Sherman* » de réaliser 3723 captures dont 962 individus ont été capturés, parmi lesquels 613 ont été recapturés 2761 fois, au sein de 4 habitats (JJ, JV, FS et FP) identifiés sur base d'un gradient d'anthropisation. Quatre indices d'affiliation des espèces aux habitats ont été proposés dans le cadre de cette étude. La richesse en espèce élevée constatée

pour l'ensemble d'habitats est conforme à celle obtenue pour les petits Rongeurs dans la plupart des forêts équatoriales et tropicales d'Afrique, d'Amérique comme d'Asie. Les différentes abondances numériques de captures et recaptures réalisées dans les habitats renseignent que la forêt primaire n'est pas perçue par les espèces de Rongeurs comme un habitat de faible qualité propice pour un nombre réduit d'espèces mais plutôt comme un potentiel réservoir assurant le maintien des métapopulations de Rongeurs à Masako. La mobilité inter-habitats, est une preuve que les Rongeurs de Masako vivent sous forme des métapopulations constituées de sous populations connectées les unes des autres mais fortement fragmentées du fait de la faible connectivité observée. Ce qui risquerait d'affecter à la longue, le renouvellement et le maintien des populations de Rongeurs à l'échelle du paysage. Elle indique que la complexité structurale qu'offre le paysage fragmenté de Masako suite à une présence importante d'habitats lisières, entraîne une forte rugosité entre différents éléments du paysage, défavorable aux mouvements de la plupart d'individus et d'espèces de Rongeurs.

L'analyse de l'affiliation des espèces aux habitats a renseigné que : *D. ferrugineus* est affilié aux forêts (FS et FP) mais beaucoup plus à FP et est relativement affilié à JV ; cela serait dû à son régime alimentaire et sa nature de coureur terreur. *H. cf. lunaris* est affilié à FS et est relativement affilié à JV ; *H. stella* est fortement affilié à JJ, affilié à FP, relativement affilié à FS et présent à JV. Sa présence dans tous les habitats est la preuve que c'est l'une des espèces ubiquistes de Masako ; *L. dudu* est fortement affilié JJ, affilié à JV, relativement affilié à FS et absente à FP. Son absence en FP montre que c'est une espèce essentiellement des milieux anthropisés (où elle est ubiquiste) et précisément des jachères ; *N. cf. grata* est fortement affilié à JJ ; l'espèce est désignée dans la région, comme une espèce des jachères et des champs. *P. cf. jacksoni* est une espèce fortement affiliée aux forêts (FS et FP) et affiliée à tous les habitats ; ce qui confirme qu'elle est l'espèce la plus ubiquiste de Masako. Enfin *P. misonnei* est fortement affilié aux forêts (FS et FP), affilié à JV et relativement affilié à JJ ; elle est aussi une des espèces ubiquistes rencontrées à Masako.

Cette étude a apporté des informations nouvelles sur la connectivité des habitats et le statut résidentiels des métapopulations abritant la mosaïque forestière de Masako. Elle a mis en exergue l'importance de la forêt primaire pour la faune de Rongeurs et a proposé quatre indices d'affiliation des espèces de Rongeurs aux habitats. Elle a tiré une sonnette d'alarme aux écologues en montrant que les activités anthropiques qui contribuent à la fragmentation

de l'écosystème forêt de Masako entraînent des effets négatifs pouvant mettre en mal la survie des populations de Rongeurs.

Mots clés : Affiliation, Association, Connectivité, Habitats et Mobilité.

Abstract

This study sought to highlight habitat connectivity through mobility species Rodents, in view of their response to the heterogeneity of habitat, and improved the affiliation of the main habitats of species Forest Reserve Masako (Kisangani, DR Congo). The ecological technique mark and recapture enabled using traps "Sherman" to achieve 3723 catches which 962 individuals were captured, of which 613 were recaptured in 2761 when, within four habitats (JJ, JV, FS and FP) identified based on a gradient of human impacts. Four indices affiliate species habitats have been proposed as part of this study. The highest species richness found for the whole habitat is consistent with that obtained for small rodents in most of equatorial and tropical forests in Africa, America as Asia. The different abundances of digital captures and recaptures conducted in habitats inform that primary forest is not seen by the species of rodents as a good low quality habitat for a small number of species but rather as a potential reservoir ensuring maintenance Rodents in metapopulation of Masako. The inter-habitat mobility is proof that Masako Rodents live form made of subpopulations of metapopulation connected to each other but highly fragmented due to the observed low connectivity. Which could affect the long, renewing and maintaining populations of rodents throughout the landscape. It indicates that the structural complexity offered by the fragmented landscape of Masako following a presence impotante edges of habitats, results in a high roughness between different elements of the landscape, unfavorable movements in most of individuals and species of Rodents. The analysis of the affiliation of species to habitats briefed as: *D. ferrugineus* is affiliated to forests (FP and FS), but much more to FP and is relatively affiliated with JV; this is due to his diet and nature of terror runner. *H. cf. lunaris* is affiliated with FS and is relatively affiliated with JV; *H. stella* is strongly affiliated with JJ affiliated FP relatively affiliated with this JV and FS. His presence in every habitat is proof that it is one of the ubiquitous species Masako; *L. dudu* is strongly affiliated JJ affiliated JV, relatively absent affiliated with FS and FP. His absence shows that FP is a species mainly anthropogenic environments (where it is ubiquitous) and accurately fallow; *N. cf. grata* is strongly affiliated with JJ ; The species is listed in the region, as a kind of fallow land and fields. *P. cf. jacksoni* is a species strongly affiliated to forests (FP and FS) and affiliated to all habitats; This

confirms that it is the species most ubiquitous Masako. Finally *P. misonnei* is strongly affiliated to forests (FP and FS), affiliated with JV and relatively affiliated with JJ; it is also a ubiquitous species found at Masako. This study provides new information on habitat connectivity and residential status metapopulation sheltering forest mosaic Masako. She highlighted the importance of primary forest for wildlife Rodents and proposed four affiliate indices Rodents species habitats. She pulled an alarm bell ecologists showing that human activities that contribute to the fragmentation of the ecosystem forest Masako trains negative effects that harm to the survival of populations of rodents.

Keywords: Affiliate, Association, Connectivity, Mobility and Habitats

6.1. Introduction

Le paysage au sens de l'écologue, est un système écologique, un ensemble d'éléments physiques, chimiques, biologiques et socio-économiques dont les interactions déterminent les conditions de vie (Baudry, 1986). La structure spatiale des paysages, caractérisée par la connectivité, est un facteur fondamental pour la persistance des populations sur ses aires (Hanski, 1998 ; Retho et al., 2008). La configuration d'un paysage, en termes d'usage de terre, de types et de quantité d'éléments paysagers, a une influence sur le mouvement des organismes que l'on y trouve et par conséquent sur la dynamique des populations et structures de communautés (Taylor et al., 2006). La fragmentation des habitats est considérée comme l'une des plus sérieuses menaces sur la biodiversité et l'une des causes majeures des extinctions (Wilcox et Murphy, 1985). Elle peut diminuer la connectivité, causer des effets de bord, ou être à l'origine d'un ensemble de taches d'habitat dont la taille réduite représente une contrainte pour la survie des populations et des individus (Koper et al., 2007). Les espèces trouvées dans des paysages fragmentés forment souvent des métapopulations constituées d'un ensemble de sous-populations habitant des taches d'habitats divers mais connectés quant à la migration (Kindlmann et al., 2005). Ces habitats peuvent être favorables ou non à l'installation d'une espèce (Dajoz, 2006). Ainsi, les flux d'individus entre taches d'habitats, directement liés à la structure du paysage, définissent différents types d'organisation des populations, depuis des isolats jusqu'à de larges populations continues où les échanges sont nombreux et constants, en passant par des populations plus ou moins fragmentées (Clergeau et Désiré, 1999).

La grande majorité de la population rurale de la RD Congo, y compris celle environnant la Réserve forestière de Masako, repose sur les forêts pour leur subsistance comme une source

de protéines, de médecine, d'énergie, des matériaux et des revenus (Debroux et al., 2007). A Masako, l'utilisation de bois de chauffage, la production de charbon de bois et la pratique généralisée de l'agriculture itinérante sur abattis brûlis (Amundala et al., 2008 ; Iyongo et al., 2012) sont les principaux facteurs qui entraînent la perte de la forêt primaire (Kennis, 2012) ; ils provoquent la fragmentation de l'habitat à grande échelle (Debroux et al., 2007).

Les Rongeurs, pour autant qu'ils réagissent bien aux effets d'anthropisation et aux changements dans la structure d'habitats (Nicolas et al., 2008) au sein des écosystèmes fragmentés, peuvent servir des bio-indicateurs pour connaître et comprendre l'évolution de certains processus écologiques au regard de la pression anthropique actuelle à Masako.

Dans le but de conservation de la diversité biologique de Rongeurs, il est nécessaire de comprendre le rôle de la mobilité spécifique et individuelle sur la connectivité des habitats ainsi que les effets de la fragmentation et des pertes d'habitats sur l'affiliation des espèces à Masako. Cette étude cherche à vérifier si : (1) les associations en composition de Rongeurs existent entre les habitats étudiés, elles sont attendues entre la jachère jeune et la jachère vieille et entre la forêt secondaire comparée à la forêt primaire ; (2) Il existe une mobilité interhabitats des espèces de Rongeurs ; (3) il existe des espèces de Rongeurs affiliées aux principaux habitats de Masako et des espèces généralistes étant donné leur différence dans la préférence des habitats en écosystème fragmenté.

6.2. Méthodes

La présente étude a été réalisée dans la Réserve forestière de Masako (RFM) qui se situe sur l'ancienne route Buta, à 14 Km au Nord-Est de la ville de Kisangani. Localisée à 00°36' N et 25°13' E entre 460 à 500 m d'altitude, la RFM est totalement comprise dans la grande boucle de la rivière Tshopo (Dudu, 1991 ; Upoki, 2001 ; Mukinzi et al., 2005 ; Meniko, 2010). Elle a une superficie de 2105 ha et bénéficie du climat équatorial chaud et humide du type Af₁ de la classification de Köppen (Nyakabwa, 1982 ; Meniko, 2010) caractérisé par une absence de saison sèche absolue. La température moyenne mensuelle est de 25° C. La hauteur moyenne des précipitations du mois est de 152 mm mais inégalement réparties au courant de l'année. On y retrouve les forêts primaires mixte à l'Ouest et celle à dominance de l'espèce *Gilbertiodendron dewevrei* (De Wild) J. Léonard à l'Est (Juakaly, 2007 ; Sabongo, 2015), les forêts secondaires, les forêts marécageuses ainsi que les jachères (Kahindo, 1988 ; Mabay, 1994).

La technique écologique de capture-marquage-recapture (Borgault, 2008) a été utilisée dans un dispositif permanent constitué de 4 grilles de piégeage (1 ha par grille, 100 m × 100 m) installées au sein d'une jachère jeune (JJ), d'une jachère vieille (JV), d'une forêt secondaire vieille (FS) et d'une forêt primaire (FP) à dominance de l'espèce *G. dewevrei*. Ces habitats étaient choisis suivant un gradient d'anthropisation. Afin de mesurer l'influence de la mobilité (mouvements) de Rongeurs sur les habitats voisins (richesse spécifique et connectivité des habitats), les trois premières grilles étaient spatialement (structuralement) connectées (figure 6.1).

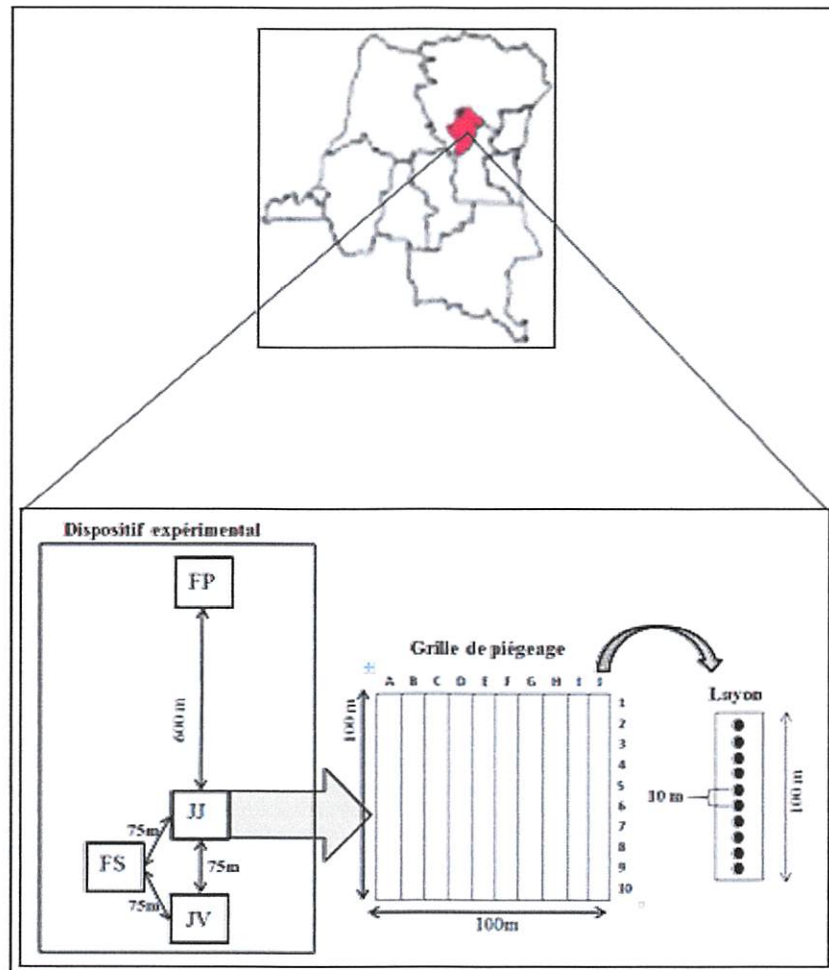


Figure 6.1 : Localisation de la Réserve forestière de Masako et présentation du dispositif expérimental de captures de rongeurs illustrant les grilles et les dispositions de piégeage le long du layon (10 pièges placés à 10 m les uns des autres sur chaque layon). Chaque habitat correspond à une grille de piégeage de 1ha (100m x 100m). FP= forêt primaire; FS= forêt secondaire; JJ= jachère jeune et JV= jachère vieille.

Les populations de rongeurs ont été suivies pendant une année sans interruption, soit de février 2012 à janvier 2013. Un marquage individuel, unique et discriminant a été utilisé par

coupe des phalanges suivant une combinaison bien précise afin d'identifier correctement les espèces ou les genres de Rongeurs capturés.

Dans chaque grille, 100 pièges « *Sherman* » placés par 10 le long de chaque layon et à 10 m les uns des autres ont été utilisés. Le mélange de la pulpe de noix de palme (*Elaeis guineensis* Jacq) mûr, à la chikwangue produit à base de manioc (*Manihot esculenta* Crantz) et à la pâte d'arachide (*Arachis hypogaea* L) a servi d'appâts. Les campagnes de piégeage étaient organisées entre le 20 et le 30 de chaque mois à raison de 5 jours par session de captures. Un effort de captures de 24 000 nuits pièges au total a été réalisé.

Les espèces des genres poly-spécifiques (*Hylomyscus* et *Praomys*) ont été identifiées par analyse génétique à travers le séquençage de l'ADN mitochondrial (Cytochrome *b*) des tissus d'ongles fixés à l'alcool 95 %, au département des vertébrés à l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique (IRSNB).

Le statut résidentiel est défini en se référant à Amundala (2013) suivant la catégorisation ci-dessous :

Passants : sont constitués des individus d'une espèce capturés une fois dans une session de captures et plus jamais capturés ;

Visiteurs : catégorie constituée des individus d'une espèce qui sont capturés deux, trois, quatre ou cinq fois lors d'une session de captures et plus jamais en sessions suivantes ;

Résidents : sont des individus d'une espèce qui sont capturés pendant au moins deux sessions de captures. Les individus capturés dans deux sessions non successives sont considérés présents dans les sessions même s'ils ne sont pas capturés au cours de sessions intermédiaires. Ces captures peuvent être successives ou non.

Une série d'indices a été développée dans le cadre de la présente étude, afin de mesurer l'ampleur des mouvements effectués par les Rongeurs au sein d'habitats et de comprendre le mieux possible, l'affiliation des espèces aux habitats étudiés. Ces indices se présentent comme suit :

L'indice d'affiliation 1 (6.1) ; l'indice d'affiliation 2 (6.2) ; l'indice d'affiliation 3 (6.3) et l'indice d'affiliation 4 (6.4) qui se calculent selon les formules :

$$IA_{f1C} = N_{IRC} / N_{IC} \quad (6.1)$$

$$IAf_{RC} = N_{RC} / T_C \quad (6.2)$$

$$IAf_{RS} = R_s / N \quad (6.3)$$

$$IAf_{RVS} = RV_s / N \quad (6.4)$$

Où : $RV_s = (R_s + V_s) / N$ et $N = (P_s + V_s + R_s)$

N_{IC} = Nombre d'individus capturés ; N_{IRC} = Nombre d'individus recapturés ; N_{RC} = Nombre de recaptures ; T_C = Total de captures (N_{IC} et N_{RC}) ; R_s = Résidents ; P_s = Passants ; V_s = Visiteurs. Les valeurs de ces indices sont comprises entre 0 et 1 ; l'espèce n'est pas affiliée à l'habitat si l'indice tend vers 0 et est affiliée lorsqu'il tend vers 1.

Le test de chi-carré d'association entre habitats a été utilisé pour comparer les habitats deux à deux selon la formule (6.5) (Causton, 1988) :

$$\chi^2 = \frac{n(ad-bc)^2}{(a+b)(c+d)(a+c)(b+d)} \quad (6.5)$$

a = nombre d'espèces de Rongeurs présentes dans les deux habitats (+, +) ; b et c = Nombre d'espèces uniquement présentes dans l'un des deux habitats (+, - et -, + ; b , c) ; d = Nombre d'espèces absentes des deux habitats (-, -). L'association entre deux habitats peut être positive si $ad > bc$ ou négative lorsque $ad < bc$.

6.3. Résultats

Cette étude a conduit à la capture de 15 espèces de Rongeurs dont 2 de la famille de Gliridaeae (*Graphiurus lorraineus* Dollman, 1910 et *G. surdus* Dollman, 1912) et 13 de celle de Nesomyidaeae (*Deomys ferrugineus* Thomas, 1888 ; *Hybomys cf. lunaris* ; *Hylomyscus aeta* Thomas, 1911, *H. parvus* Brosset et al., 1965, *H. stella* Thomas, 1911 ; *Lemniscomys striatus* Linnaeus, 1758 ; *Lophuromys dudui* Verheyen et al., 2002 ; *Malacomys longipes* Milne-Edwards, 1877 ; *Nannomys cf. grata* ; *Oenomys hypoxanthus* Pucheran, 1855 ; *Praomys cf. jacksoni*, *P. misonnei* Van der Straten et Dieterlen, 1987 et *Stochomys longicaudatus* Tullberg, 1893) dans 4 habitats de la réserve forestière fragmentée de Masako. Un total de 962 individus a été capturé parmi lesquels 648 ont été recapturés 2761 fois pour un total de 3723 captures réalisées entre février 2012 et janvier 2013 (Tableau 6.1).

Le nombre d'individus capturés est différent entre les habitats (Tableau 6.1). La FS regorge le plus grand nombre des représentants suivi de la JJ ; la JV et la FP viennent en dernière position. Cependant, cet ordre d'importance change lorsque l'on considère le nombre d'individus recapturés (N_{RC}), le nombre des recaptures (N_{RC}) et le total de captures (T_C) réalisé par habitat. Dans ce cas, les captures les plus importantes sont réalisées en FS (204, 1009 et 1308) et en FP (159 ; 842 et 1046) à hauteur du presque double de celles réalisées dans la JJ (130 ; 494 et 748) et la JV (120 ; 416 et 621). Au moins la moitié des individus capturés (N_{IC}) ont été recapturés dans les jachères (JJ et JV) et les deux tiers l'ont été en forêts (FS et FP). Exprimées en pourcentage, ces variations d'abondance de captures indiquent qu'en FP, 78% d'individus capturés ont été recapturés et que 80% de recaptures ont été réalisés sur le total de captures. En FS on enregistre 68% et 77% ; en JV on observe 58% et 67% et en JJ c'est 51% et 66% pour les deux cas.

Le test de χ^2 d'association entre deux habitats (Tableau 6.2) atteste des associations positives significatives entre JJ et JV ($\chi^2 = 6,23$; $p < 0,05$) et entre JV et FP ($\chi^2 = 5,40$; $p < 0,05$).

Tableau 6.2 : Test de χ^2 d'association entre habitats. Les habitats ont été comparés deux à deux en fonctions des présences/absences des espèces de rongeurs capturées de février 2012 à janvier 2013 dans la réserve forestière de Masako (RD Congo). Les valeurs de χ^2 et les p value sont indiqués dans le tableau. 100 pièges « Sherman » placés dans chaque habitat/grille (FP : forêt primaire, FS : forêt secondaire, JV : jachère vieille, JJ : jachère jeune) ont servi aux captures-marquages et recaptures de Rongeurs. * : association positive significative.

Test χ^2 d'association d'habitats				
	JJ	JV	FS	FP
JJ	-	6,23*	0,84	2,78
JV		-	0,01	5,40*
FS			-	3,46
FP				-

Tableau 6.1 : Abondance de Rongeurs capturées de février 2012 à janvier 2013 dans la réserve forestière de Masako (RD Congo). JJ : Jachère jeune, JV : Jachère vieille, FS : Forêt secondaire et FP : Forêt Primaire. N_{IC} : Nombre d'individus capturés, N_{IRC} : Nombre d'individus recapturés, N_{RC} : Nombre de recaptures réalisées et T_C : Total de captures. Dans chaque habitat ou grille, 100 pièges « Sherman » ont été utilisés par campagne de captures.

Espèces	JJ				JV				FS				FP			
	N _{IC}	N _{IRC}	N _{RC}	T _C	N _{IC}	N _{IRC}	N _{RC}	T _C	N _{IC}	N _{IRC}	N _{RC}	T _C	N _{IC}	N _{IRC}	N _{RC}	T _C
<i>Deomys ferrugineus</i> Thomas, 1888	2	1	10	12	9	6	25	34	38	19	57	95	55	40	122	177
<i>Graphiurus lorraineus</i> Dollman, 1910	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	1	0	0	1
<i>Graphiurus surdus</i> Dollman, 1912	1	0	0	1	0	0	0	0	1	1	1	2	0	0	0	0
<i>Hybomys cf. lunaris</i>	3	1	2	5	11	6	13	24	16	9	30	46	5	0	0	5
<i>Hylomyscus aeta</i> Thomas, 1911	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	14	16	0	0	0	0
<i>Hylomyscus parvus</i> Brosset et al., 1965	6	1	3	9	0	0	0	0	2	1	1	3	2	2	3	5
<i>Hylomyscus stella</i> Thomas, 1911	53	21	77	130	14	4	12	26	22	14	26	48	23	15	91	114
<i>Lemniscomys striatus</i> Linnaeus, 1758	7	3	10	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lophuromys dudui</i> Verheyen et al., 2002	22	11	25	47	21	6	13	34	8	6	17	25	4	2	2	6
<i>Malacomys longipes</i> Milne-Edwards, 1877	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Nannomys cf. grata</i>	24	14	47	71	3	1	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oenomys hypoxanthus</i> Pucheran, 1855	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Praomys cf. jacksoni</i>	120	73	310	430	126	86	307	433	181	130	721	902	96	83	503	599
<i>Praomys misonnei</i> Van der Straten et Dieterlen, 1987	10	5	10	20	14	9	40	54	24	22	141	165	16	16	120	136
<i>Stochomys longicaudatus</i> Tullberg, 1893	6	0	0	6	7	2	5	12	2	1	1	3	2	1	1	3
Σ	254	130	494	748	205	120	416	621	299	204	1009	1308	204	159	842	1046

Seuls 37 individus sur les 962 soit un taux de connectivité globale de 3,85% et 5 espèces sur les 15 capturées, réparties en 14 femelles et 23 mâles ont été mobiles entre les habitats (Tableau 6.3). Hormis *P. cf. jacksoni* où deux individus ont été retrouvés en FP, les autres espèces mobiles l'ont été dans les trois habitats spatialement connectés (JJ, JV et FS). Un seul *D. ferrugineus* femelle sur les 49 capturés dans les 3 habitats (2,04 %) a fait un mouvement aller simple de la FS à la JV ; un *H. cf. lunaris* mâle sur les 30 capturés dans les habitats structurellement connectés (3,33 %) a effectué des mouvements entre la FS et la JV, on note un aller-retour entre ces deux habitats clôturé par un aller simple vers la JV ; quatre *H. stella* dont 3 mâles et une femelle sur les 89 ayant été capturés dans les 3 habitats spatialement connectés (4,49 %) ont tous faits des aller simples, deux sont partis de la JV dont l'un vers la FS et l'autre vers la JJ et deux autres sont partis de la FS dont l'un vers la JV et l'autre vers la JJ ; trente *P. cf. jacksoni* dont 19 mâles et 11 femelles sur les 523 capturés dans tous les habitats (5,74 %) ont effectués plusieurs mouvements, 19 allers simple (cinq mouvements de FS vers JV et cinq autre de JV vers FS ; trois de FS vers JJ ; deux de JV vers JJ et enfin un mouvement chacun pour les directions JV-FP, JJ-FS, JJ-JV et JV-JJ) , 9 aller-retour (cinq mouvements FS vers JV puis FS et quatre mouvements FS vers JJ puis FS) et enfin 2 mouvements multiples dont deux aller-retour JV-FS et une mobilité complexe FS-JJ-JV puis FS) dans les 3 habitats étudiés; enfin un *P. misonnei* mâle sur 48 captures réalisées dans les 3 habitats connectés (2,08 %) a effectué un aller simple de la FS à la JV. La distance minimale parcourue entre deux stations de captures successives est de 85,5 m effectuée entre JV et JJ alors que la distance maximale effectuée entre JV et FP est de 930 m (Tableau 6.3).

Tableau 6.3 : Mobilité de Rongeurs entre habitats. Captures réalisées de février 2012 à janvier 2013 dans la réserve forestière de Masako (RD Congo). JJ= Jachère jeune, JV= Jachère vieille, FS= Forêt secondaire et FP= Forêt Primaire. N° : Numéro d'ordre, Cd : Code ou marquage de l'individu, HF : Habitats fréquentés, NME : Nombre de mouvements effectués, S : Sexe, DP : Distances parcourues entre deux stations de captures successives et $\sum DP$: Somme distances parcourues entre deux stations de captures successives de Rongeurs dans les 4 habitats.

Espèces	N°	Cd	HF	NME	S	
<i>Deomys ferrugineus</i>	1	1/330	FS-JV	1	F	
<i>Hybomys cf. lunaris</i>	2	1/1640	FS-JV-FS-JV	3	M	
<i>Hylomyscus stella</i>	3	1/1790	JV-FS	1	M	
	4	1/25060	JV-JJ	1	M	
	5	1/74090	FS-JV	1	M	
	6	1/4520100	FS-JJ	1	F	
<i>Praomys cf. jacksoni</i>	7	1/430	FS-JJ-JV-FS	3	M	
	8	1/810	FS-JV-FS	2	M	
	9	1/3080	FS-JV-FS	2	F	
	10	1/5070	FS-JV-FS	2	M	
	11	1/1540	FS-JV	1	F	
	12	1/1750	JV-FS	1	F	
	13	1/2560	JV-JJ	1	M	
	14	1/2870	JV-FP	1	F	
	15	1/33060	FS-JJ-FS	2	F	
	16	1/4550	FS-JJ-FS	2	F	
	17	1/4580	FS-JV-FS	2	F	
	18	1/4840	JV-JJ	1	F	
	19	1/42090	FS-JJ-FS	2	M	
	20	1/43060	FS-JV-FS	2	M	
	21	1/450100	JV-FS	1	M	
	22	1/51090	FS-JJ	1	M	
	23	1/72070	FS-JV	1	F	
	24	1/72080	FS-JV	1	F	
	25	1/73080	FS-JJ	1	M	
	26	1/84090	JJ-FS	1	M	
	27	1/510100	JV-FS	1	M	
	28	1/162080	JV-FS-JV-FS	3	F	
	29	1/1620100	JV-FS	1	F	
	30	1/164070	JJ-JV	1	M	
	31	1/1720100	FP-JV	1	M	
	32	1/173090	FS-JV-FS	2	M	
	33	1/261060	FS-JV	1	M	
	34	1/363070	FS-JV	1	M	
	35	1/3710100	FS-JJ	1	M	
	36	1/482060	FS-JV	1	M	
	<i>Praomys misonnei</i>	37	1/35090	FS-JV	1	M

Tableau 6.4 : Statut résidentiel de Rongeurs capturés et recapturés au sein de quatre habitats à Masako (RD Congo). Passants (Ps), Résidents (Rs), Visiteurs (Vs) et Nombre des individus capturés (N). Jachère jeune (JJ), Jachère vieille (JV), Forêt secondaire (FS) et Forêt primaire (FP).

Espèces	Habitats															
	JJ				JV				FS				FP			
	Ps	Rs	Vs	N	Ps	Rs	Vs	N	Ps	Rs	Vs	N	Ps	Rs	Vs	N
<i>Deomys ferrugineus</i>	1	1	0	2	5	3	5	13	21	14	5	40	21	24	17	62
<i>Hybomys cf. lunaris</i>	2	1	0	3	6	1	6	13	8	8	1	17	5	0	0	5
<i>Hylomyscus stella</i>	34	18	4	56	13	3	2	18	10	9	5	24	10	13	3	26
<i>Lophuromys dudui</i>	11	5	6	22	16	5	1	22	2	5	1	8	2	1	1	4
<i>Nannomys cf. grata</i>	10	11	3	24	2	0	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Praomys cf. jacksoni</i>	59	52	29	140	69	52	43	164	78	97	52	227	30	65	23	118
<i>Praomys misonnei</i>	6	2	3	11	7	3	9	19	5	17	6	28	4	14	5	23
Σ	123	90	45	258	118	67	67	252	124	150	70	344	72	117	49	238

L'analyse du statut résidentiel des espèces au sein des habitats (Tableau 6.4) montre que *D. ferrugineus* serait une espèce qui réside les forêts et y passe la plupart de son temps, d'abord en FP puis en FS. L'espèce a aussi indiquée quelques passants, résidents et visiteurs en JV mais en faible proportion. *H. cf. lunaris* s'affiche, au vu de nos résultats, beaucoup plus résident et passant en FS, visiteur et passant en JV et enfin passant en JJ et FP. On pourrait dire que l'espèce s'intègre mieux en FS et JV par rapport à JJ et FP. *H. stella* apparaît comme une espèce qui dénote le plus des passants et résidents en JJ, puis en FP tandis qu'elle en dénote un peu moins en FS alors qu'en JV elle reste beaucoup plus une passante. *L. dudui* se montre une espèce qui passe, réside et visite essentiellement les jachères (d'abord JJ ensuite JV). Quelques passants, résidents et visiteurs sont aussi enregistrés (en nombre relativement faible) dans les forêts (FS et FP). *N. cf. grata* serait une espèce qui passe et réside exclusivement dans la JJ. Quelques sporadiques passants sont remarqués en JV. *P. cf. jacksoni* présente un statut résidentiel très étendue dans tous les habitats avec des proportions importantes de chaque catégorie dans chaque habitat. Toutefois, on note une grande représentativité des résidents en forêts (FS et FP) comparées aux jachères (JJ et JV). *P. misonnei* semble avoir un statut résidentiel bien ancré en Forêts (FS et FP) où des fortes proportions des résidents sont enregistrées. L'espèce est plus visiteur en JV et passant en JJ mais avec quelques représentants des autres catégories aussi.

En fonction de deux indices d'affiliation des espèces aux habitats développés sur base de captures (I_{AfC}) et de recaptures (I_{AfRC}) de Rongeurs (Tableau 6.5). On peut retenir que : *D. ferrugineus* est affilié aux habitats JV, FS et FP ; les deux indices confondus. Des affiliations

fortes sont obtenues en FP et JV comparativement à FS alors que des faibles captures étaient enregistrées en JJ. *H. cf. lunaris* est affilié à JV et FS avec les indices d'affiliation les plus élevés, l'espèce a enregistré des très faibles captures en JJ alors qu'elle est jugée absente en FP. *H. stella* est faiblement affilié pour l'un des indices et affilié pour l'autre à JJ, faiblement affilié à JV et affilié à FS pour les deux indices, et enfin affilié pour l'un et fortement affilié pour l'autre indice à FP. *L. dudui* est affilié à JJ et à FS pour les deux indices et faiblement affilié à JV avec des faibles captures en FP. *N. cf. grata* est affilié à JJ, absente en FS et FP les deux indices confondus. L'espèce est très faiblement capturée en JV. *P. cf. jacksoni* est une espèce affiliée à JJ et JV et fortement affiliée à FP pour les deux indices, et enfin affiliée pour l'un des indices et fortement affiliée pour l'autre à FS. Enfin pour *P. misonnei*, les deux indices confondus, l'espèce est affiliée à JJ et JV (taux d'affiliation élevé) alors qu'elle est fortement affiliée aux forêts (FS et FP).

Les indices d'affiliation ($I_{AF_{RS}}$ et $I_{AF_{JVS}}$) des espèces aux habitats en fonction du statut résidentiel (Tableau 6.6) renseigne que *D. ferrugineus* n'est pas affilié pour le premier indice mais est affilié pour le deuxième à JV, est relativement affilié à FS pour les deux indices, relativement affilié pour le premier indice mais affilié pour le deuxième à FP. L'espèce a enregistré peu des captures en JJ. *H. cf. lunaris* n'est pas affilié pour le premier indice mais est affilié pour le deuxième à JV, faiblement affilié pour le premier et affilié pour le deuxième à FS, absent en FP et faiblement capturé en JJ. *H. stella* se révèle une espèce relativement affiliée à JJ, les deux indices confondus, pas affiliée pour le premier et relativement affiliée pour le deuxième à JV, relativement affiliée pour le premier indice et affiliée pour l'autre à FS et FP. *L. dudui* se montre une espèce pas affiliée pour le premier indice mais relativement affiliée pour le second à JJ et JV et relativement affiliée pour le premier indice à FP. *N. cf. grata* est relativement affilié pour le premier indice et affilié pour le deuxième en JJ, l'espèce est absente en forêts (FS et FP) les deux indices confondus et elle a été peu capturée en JV. *P. cf. jacksoni* est relativement affilié pour le premier indice et affilié pour le second en JJ, JV et FS alors qu'il est affilié à FP pour les deux indices. *P. misonnei* n'est pas affilié pour le premier indice et est faiblement affilié pour le second à JJ, l'espèce n'est pas affiliée pour le premier indice mais affiliée pour le deuxième à JV, enfin on note que l'espèce est affiliée voire fortement affiliée aux forêts (FS et FP) respectivement pour les deux indices.

Tableau 6.5 : Indices d'affiliation des espèces aux habitats en fonction des données de captures et recaptures de Rongeurs. Les valeurs utilisées pour les calculs sont déduites du Tableau 6.1. $I_{Af_{IC}}$ = indice d'affiliation de Meniko calculé sur base d'individus capturés et recapturés ; $I_{Af_{RC}}$ = indice d'affiliation de Meniko calculé sur base des différentes captures ; N= Correspond à chaque fois et pour chaque habitat, à l'abondance de l'espèce prise en compte pour la capture considérée. Jachère jeune (JJ), Jachère vieille (JV), Forêt secondaire (FS) et Forêt primaire (FP).

Espèces	Habitats							
	JJ		JV		FS		FP	
	$I_{Af_{IC}}$	$I_{Af_{RC}}$	$I_{Af_{IC}}$	$I_{Af_{RC}}$	$I_{Af_{IC}}$	$I_{Af_{RC}}$	$I_{Af_{IC}}$	$I_{Af_{RC}}$
<i>Deomys ferrugineus</i>	-	-	0,67	0,74	0,50	0,60	0,73	0,69
<i>Hybomys cf. lunaris</i>	-	-	0,55	0,54	0,56	0,65	0,00	0,00
<i>Hylomyscus stella</i>	0,40	0,59	0,29	0,46	0,64	0,54	0,65	0,80
<i>Lophuromys dudui</i>	0,50	0,53	0,29	0,38	0,75	0,68	-	-
<i>Nannomys cf. grata</i>	0,58	0,66	-	-	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Praomys cf. jacksoni</i>	0,61	0,72	0,68	0,71	0,72	0,80	0,86	0,84
<i>Praomys misonnei</i>	0,50	0,50	0,64	0,74	0,92	0,85	1,00	0,88

Tableau 6.6: Indices d'affiliation des espèces aux habitats en fonction du statut résidentiel de chaque espèce dans chaque habitat. Les valeurs utilisées pour les calculs sont déduites du Tableau 6.4. $I_{Af_{RS}}$ = indice d'affiliation de Meniko calculé en fonction du nombre des résidents ; $I_{Af_{RVS}}$ = indice d'affiliation de Meniko calculé en fonction des résidents et visiteurs. N=Nombre d'individus capturés. Jachère jeune (JJ), Jachère vieille (JV), Forêt secondaire (FS) et Forêt primaire (FP).

Espèces	Habitats											
	JJ			JV			FS			FP		
	$I_{Af_{RS}}$	$I_{Af_{RVS}}$	N	$I_{Af_{RS}}$	$I_{Af_{RVS}}$	N	$I_{Af_{RS}}$	$I_{Af_{RVS}}$	N	$I_{Af_{RS}}$	$I_{Af_{RVS}}$	N
<i>Deomys ferrugineus</i>	-	-	-	0,23	0,62	13	0,35	0,48	40	0,39	0,66	62
<i>Hybomys cf. lunaris</i>	-	-	-	0,08	0,54	13	0,47	0,53	17	0,00	0,00	5
<i>Hylomyscus stella</i>	0,32	0,39	56	0,17	0,28	18	0,38	0,	24	0,50	0,62	26
<i>Lophuromys dudui</i>	0,23	0,50	22	0,23	0,27	22	-	-	-	0,25	-	-
<i>Nannomys cf. grata</i>	0,46	0,58	24	-	-	-	0,00	0,00	0	0,00	0,00	0
<i>Praomys cf. jacksoni</i>	0,37	0,58	140	0,32	0,58	164	0,43	0,66	227	0,55	0,75	118
<i>Praomys misonnei</i>	0,18	0,45	11	0,16	0,63	19	0,61	0,82	28	0,61	0,83	23

6.4. Discussion

Le nombre d'espèces (15) capturées (Tableau 6.1) atteste d'une richesse spécifique élevée de Rongeurs, caractéristique habituelle des peuplements forestiers équatoriaux aussi bien d'Asie en Malaisie (Harison, 1969) d'Amérique au Panama (Fleming, 1971 et 1973 ; Guillotin, 1981 et 1982) que d'Afrique au Nigéria (Happold, 1977) au Gabon (Duplantier, 1989) et en RD Congo (Dudu, 1991 ; Katuala, 2009 ; Meniko, 2010 ; Kennis, 2012 ; Iyongo, 2013). Les forêts tropicales, notamment celles de basse altitude (cas de Masako) et de montagnes, du fait de leur complexité structurale, sont connues comme des milieux favorables pour les Rongeurs à cause de la diversité des niches écologiques et des ressources alimentaires disponibles, tant

sur le plan horizontal que vertical (Dieterlen, 1989, 1990; Wilson, 1988; Happold, 1996 ; Katuala, 2009).

Les abondances de captures (Tableau 6.1) diffèrent entre habitats et en fonction du paramètre (type de capture) considéré. En effet, la FS se révèle l'habitat qui détient les records de toutes les captures (299 pour les individus capturés, 204 pour ceux recapturés, 1009 pour les différentes recaptures réalisées et 1308 pour les totaux de captures) comparé aux autres habitats. La JJ accuse une abondance élevée des captures (254) que la JV (205) et FP (204, habitats à abondances égales) quand on considère le nombre d'individus capturés (N_{IC}). Cependant, lorsqu'on tient compte du taux d'individus recapturés sur ceux capturés et du taux de recaptures sur les totaux de captures, la FP (78% et 80%) vient devant la FS (68% et 77 %) et loin devant la JJ (51 % et 66 %) et la JV (58 % et 67 %). Cela pourrait sous attendre que les Rongeurs bougent le plus dans les forêts (N_{IRC} et N_{RC} élevés) et se font capturés à la même occasion. Cette mobilité élevée de Rongeurs serait due au fait que les forêts sont formées de sous-bois claires (Dudu, 1991 ; Iyongo, 2008) leur offrant une grande possibilité de mouvements comparativement aux jachères qui sont généralement des milieux fermés. Les plus grands nombres de recaptures réalisées en forêts (FP et FS) plutôt qu'en jachères (JJ et JV), est un élément de plus qui atteste que les forêts, endroits de forte prédation (Dajoz, 2006), sont favorables aux déplacements de Rongeurs sans cesse à la recherche d'abris ; mais sont aussi des milieux de prédilection des quelques espèces de grande forêts (Dudu, 1991) ou des lieux de récréation, de reproduction, de meilleure possibilité de partage des niches écologiques et de recherche de nourriture à Masako. Les forêts primaires ne sont pas forcément des habitats de faibles qualités pour les populations de Rongeurs comme l'ont souligné Dudu (1991) et Iyongo et al. (2012) mais doivent plutôt être considérées comme des réservoirs potentiels (Kennis, 2012) qui hébergent la plupart d'espèces de Rongeurs à Masako.

Le test de chi-carré (χ^2) d'association (Tableau 6.4) a révélé des associations positives significatives entre la JJ et la JV ($\chi^2=6,23$; $p<0,05$) et entre cette dernière et la FP ($\chi^2=5,40$; $p< 0,05$). Ces associations montrent que les habitats comparées sont beaucoup similaires en composition spécifique de Rongeurs. Ces deux habitats possèdent beaucoup plus d'espèces communes que celles uniquement retrouvées dans un des habitats. En effet, huit espèces (*D. ferrugineus*, *H. cf. lunaris*, *H. stella*, *L. dudui*, *N. cf. grata*, *P. cf. jacksoni*, *P. misonnei* et *S. longicaudatus*) sont communes entre la JJ et la JV alors que trois en JJ (*G. surdus*, *H. parvus* et *L. striatus*) ne sont pas retrouvées en JV où une espèce (*M. longipes*) n'a pas été retrouvée

en JJ. Sept espèces (*D. ferrugineus*, *H. cf. lunaris*, *H. stella*, *L. dudui*, *P. cf. jacksoni*, *P. misonnei* et *S. longicaudatus*) ont été simultanément capturées dans la JV et la FP, deux seulement dans la JV (*M. longipes* et *O. hypoxanthus*) n'ont été capturées en FP où deux autres espèces (*G. lorraineus* et *H. parvus*) n'ont pas été capturées en JV. Ces fortes ressemblances de composition en Rongeurs justifient les associations obtenues.

L'analyse de la mobilité des espèces entre habitats, considérée comme connectivité biologique) (Tableau 6.5), renseigne qu'un *D. ferrugineus* (2,04%), un *H. cf. lunaris* (3,33%), quatre *H. stella* (4,49%), trente *P. cf. jacksoni* (5,74%) et un *P. misonnei* (2,08%) ont permis une faible connectivité fonctionnelle de 5,75 % (37 individus sur 643) entre les 3 habitats structurellement ou spatialement connectés. Ceci laisse penser que : (1) la mosaïque paysagère de Masako serait constituée des structures boisées à rugosité forte où des espaces proches peuvent être séparés par des éléments très peu perméables. Ainsi même si les distances entre habitats sont faibles (± 75 m), la rugosité peut être élevée et la perméabilité faible (Dajoz, 2006) ; (2) le phénomène défavorable de multiplication des habitats lisières à l'échelle du paysage de Masako (Iyongo, 2013) suite à l'accentuation des activités anthropiques aboutit à des différences des réactions des espèces aux effets de lisière (Chapitre 4) et aux différences de taux de mobilité spécifique interhabitats. En effet, les lisières des taches peuvent être perçues comme des discontinuités ou des gradients bien marqués (Dajoz, 2006) et jouent donc un rôle clé dans le mouvement des individus disperseurs, indispensables à la survie d'une métapopulation (Hanski, 1991). Ainsi, des individus qui arrivent aux niveaux des lisières plus ou moins perméables (Stamps et al., 1987 ; Wiens et al., 1985), peuvent choisir de les traverser ou non (Dajoz, 2006) ; s'ils ont des préférences pour certains habitats, ils vont passer des habitats les moins favorables vers ceux les plus favorables et vont s'agréger progressivement dans les taches de meilleure qualité (Kuussaari et al., 1996) ; (3) les habitats étudiés disposeraient tous des ressources suffisantes pour la survie des populations de Rongeurs qui se contentent de rester dans les habitats actuellement occupés, réduisant leur mobilité entre différents habitats en place.

Etant donné que la fragmentation aboutit à la création des habitats distincts à Masako, la mobilité interhabitats de Rongeurs détectée et la présence de la plupart d'espèces abondantes dans tous les habitats étudiés, indiquent que la RFM serait constituée de Rongeurs qui vivent sous forme des métapopulations. Ces dernières réunissent un ensemble des sous populations interconnectées par des individus qui se dispersent (Hanski, 1991 ; Kindlmann et al., 2005) et sont capables de franchir divers milieux habités pour réaliser des processus de colonisation

compensant ceux d'extinction (Dajoz, 2006) afin de garantir le renouvellement des individus et le maintien de leurs populations à l'échelle du paysage (Paillat et Butet, 1994). Il apparaît clairement qu'il pourrait s'agir des métapopulations selon le modèle de *Boorman et Levitt* (Boorman et Levitt, 1973) qualifié de « *mainland-island* » (Dajoz, 2006) ou de « *continent-îles* » (Paillat et Butet, 1994) où la FP (aire principale) supporte une population permanente qui alimente quelques-unes des multiples sous populations périphériques (Burel et Baudry, 1999) des habitats issus de l'anthropisation.

Cette connexion biologique faible doit interpeler l'écologue d'aujourd'hui car elle atteste que la RFM n'hébergerait plus des larges populations continues de Rongeurs où des échanges entre individus sont fréquents (Clergeau et désiré, 1999), mais des populations (sous populations) plus ou moins fortement fragmentées. L'évolution d'une telle situation ou son amplification à l'échelle de temps, pourrait conduire à des isolats mettant en péril la survie de Rongeurs dans l'écosystème étudié. Toutefois, il nous faudra garder à l'esprit que le faible taux de connectivité des habitats observé reste sous l'influence du protocole employé (différents habitats spatialement connectés et leur position les uns des autres) (figure 5.1).

Plusieurs habitats bien différenciés (JJ, JV, FS et FP) et plusieurs paramètres dont les abondances de captures, le statut résidentiel et quatre indices d'affiliations ont été pris en compte pour mieux approfondir l'affiliation des espèces aux habitats à Masako. Dudu. (1991) s'est basé sur les abondances relatives et les indices de densité au niveau des jachères et des forêts secondaires de plusieurs sortes par contre Iyongo et al. (2009b) se sont servi uniquement des abondances de captures au sein d'une jachère (non spécifiée), d'une lisière et d'une forêt secondaire (également non spécifiée) pour affilier les espèces. Ainsi, l'analyse finale de l'affiliation des espèces aux habitats permet donc d'affirmer que : *D. ferrugineus* serait une espèce affiliée aux forêts (FS et FP) surtout à la FP et relativement affiliée à la JV, un habitat qui évolue vers la forêt. L'espèce a été désignée par d'autres auteurs comme préférant les forêts secondaire (Duplantier, 1989 ; Dudu, 1991 ; Iyongo et al., 2009 ; Meniko, 2010 ; Kennis, 2012) et primaire (Duplantier, 1989) mais présente en jachères (Dudu, 1991 ; Meniko, 2010). Son régime alimentaire insectivore consommant spécialement les termites (Gembu et al., 1998) et sa nature de terrestre coureur pourraient justifier le choix des forêts comme habitat de prédilection. *H. cf. lunaris* se présente au vue de nos résultats comme une espèce affiliée à la FS où elle réunit un nombre important des résidents comparés aux autres habitats. L'espèce est relativement affiliée à la JV mais ne l'est pas à la JJ où l'on y dénote tout de même quelques passants. Dudu (1991) et Meniko. (2010) avaient signalés que *H. cf.*

lunaris était une espèce fortement associée aux forêts secondaires tandis que Iyongo et al. (2009) ont obtenus l'abondance la plus élevée en jachère. *H. stella* se révèle fortement affiliée à la JJ, affiliée à la FP, relativement ou presque affiliée à la FS et pas affiliée à la JV tout en n'y étant pas rare. Ces résultats confirment que l'espèce est ubiquiste (Duplantier, 1982, Dudu, 1991, Kennis, 2012) et est mieux adaptée aux divers milieux forestiers (jachères, forêts secondaires, primaires et milieux riverains). A Masako, ces résultats concordent en partie avec ceux de Iyongo et al. (2009) qui avaient capturés dans leur échantillon plus d'individus de cette espèce dans la jachère mais aussi de Dudu (1991) qui avait signalé des abondances élevées dans les jachères et les forêts secondaires. *L. dudui* semble affiliée aux jachères (JJ et JV) avec préférence pour la JJ, elle est relativement affiliée à la FS mais pas affiliée à FP où elle n'est pas absente. Dudu (1991) et Meniko. (2010) avaient capturés, comme dans la présente étude, le grand nombre d'individus en jachères. C'est un rat de terrain fortement remanié des jachères rudérales (Katsuva, 1986) qui reste moins abondant en forêt primaire de Masako (Dudu, 1991). *N. cf. grata* se confirme une espèce fortement affiliée à la JJ. Une faible présence a été remarquée en JV tandis qu'elle est complètement absente des forêts (FS et FP). Ces résultats sont similaires à ceux de Rahm. (1966) ; Dudu. (1991) et Kennis. (2012). *P. cf. jacksoni* peut être classée l'espèce la plus ubiquiste de Masako car elle est mieux adaptée à tous les types d'habitats et regorge des abondances importantes partout. Toutefois, on peut dénoter une forte affiliation aux forêts (FS et FP) où des proportions élevées des résidents sont enregistrées par rapport aux jachères (JJ et JV). Des abondances élevées ont toujours été réalisées pour cette espèce dans les jachères et les forêts secondaires de Masako (Dudu, 1991 ; Iyongo et al., 2009 ; Meniko, 2010 et Kennis, 2012). L'espèce se reproduit partout à Kisangani et ses environs (Dudu et Gaevaerts, 1987) notamment à cause de sa valence écologique élevée. Enfin, *P. misonnei* paraît une espèce aussi mieux adaptée à plusieurs habitats. Elle est fortement affiliée aux forêts (FS et FP), affiliée à la JV et relativement affiliée à la JJ. Kennis. (2012) et Dudu. (1991) ont aussi indiqué que *P. misonnei* est une espèce attachée aux forêts (FS et FP) mais qui fréquente bien les jachères.

Conclusion

La richesse en espèce élevée constatée pour l'ensemble d'habitats est conforme à celle obtenue dans la plupart des forêts équatoriales ou tropicales d'Asie (Harison, 1969), d'Amérique (Fleming, 1971 et 1973 ; Guillotin, 1981 et 1982) et d'Afrique (Happold, 1996 et 1977 ; Duplantier, 1989 ; Dudu, 1991 ; Wilson, 1988 ; Katuala, 2009 ; Meniko, 2010 ; Kennis, 2012 et Iyongo, 2013) pour les petits Rongeurs.

Les différentes abondances de captures et recaptures réalisées dans les habitats renseignent que la forêt primaire, comparée aux autres habitats (habitats anthropisés) est loin d'être perçue par les Rongeurs comme un habitat de faible qualité propice à un nombre réduit d'espèces comme l'ont confirmé Dudu. (1991) et Iyongo et al. (2012). Au contraire, elle doit être vue comme un potentiel réservoir des populations de Rongeurs (Kennis, 2012) assurant le maintien de leurs métapopulations à l'échelle de Masako.

La faible connectivité biologique détectée suppose que : (i) la complexité structurale qu'offre le paysage fragmenté de Masako suite à une présence de plus en plus marquée d'habitats lisières, entraîne une forte rugosité entre différents éléments du paysage, défavorable aux mouvements de la plupart d'individus et d'espèces (Burel et Baudry, 1999 ; Dajoz, 2006) ; (ii) les sous populations en place sont fortement fragmentées (Clergeau et Désiré, 1999) et risque d'affecter à la longue le renouvellement et le maintien des populations de Rongeurs à l'échelle du paysage.

L'analyse de l'affiliation des espèces aux habitats indique que : *D. ferrugineus* est affilié aux forêts (FS et FP) mais beaucoup plus à FP et est relativement affilié à JV. Son régime alimentaire et sa nature de coureur terreur justifient ces préférences ; *H. cf. lunaris* est affilié à FS et est relativement affilié à JV ; *H. stella* est fortement affilié à JJ, affilié à FP, relativement affilié à FS et présent à JV. Sa présence dans tous les habitats est la preuve que c'est l'une des espèces d'ubiquistes de Masako ; *L. dudui* est fortement affilié JJ, affilié à JV, relativement affilié à FS et absente à FP. Son absence en FP montre que c'est une espèce essentiellement des milieux anthropisés (où elle est ubiquiste) et précisément des jachères ; *N. cf. grata* est fortement affilié à JJ ; l'espèce est désignée par Amundala. (2013) comme une espèce des jachères mais surtout des champs ; *P. cf. jacksoni* est une espèce fortement affiliée aux forêts (FS et FP) et affiliée à tous les habitats ; ce qui confirme qu'elle est l'espèce la plus ubiquiste de Masako ; enfin *P. misonnei* est fortement affilié aux forêts (FS et FP), affilié à JV et relativement affilié à JJ ; elle est aussi une des espèces ubiquistes rencontrées à Masako.

Bien que les indices d'affiliation développés dans le cadre de cette étude ont permis dans son ensemble de mieux comprendre l'affiliation des espèces aux habitats, les quelques petites différences observées entre elles montrent bien qu'ils doivent au fur et à mesure être améliorés. Pour l'instant, nous conseillons aux lecteurs d'utiliser avec réserve l'indice d'affiliation 3 (I_{afRS}) car il est très sévère et tend à sous-estimer l'affiliation étant donné qu'il ne tiens pas compte des visiteurs qui pourtant font partie des permanents dans l'habitat

considéré. La combinaison de ces différents indices reste la meilleure façon pour déterminer l'affiliation de l'espèce à l'habitat.

Cette étude apporte donc des informations nouvelles sur la connectivité des habitats et la nature de la métapopulation abritant la mosaïque forestière de Masako. Elle met en exergue l'importance de la forêt primaire pour la faune de Rongeurs et disponibilise à la communauté scientifique, des indices fiables pour l'affiliation des espèces de Rongeurs aux habitats. Elle tire une sonnette d'alarme aux écologues en montrant que les activités anthropiques qui contribuent à la fragmentation de l'écosystème forêt de Masako entraînent des effets négatifs pouvant mettre en mal la survie des populations de Rongeurs. L'étude approfondie des mouvements individuels de Rongeurs, des différents rôles joués par les corridors présents dans l'écosystème et celle liée à une meilleure compréhension des « effets de lisière » à l'échelle du paysage sont à envisager.

CHAPITRE VII : CARACTERISATION FLORISTIQUE DE QUATRE HABITATS FORESTIERS D'UN GRADIENT D'ANTHROPISATION FORESTIERE A MASAKO (KISANGANI, RD Congo)

Auteurs

Meniko To Hulu Jean Pierre Pitchou, Tshibamba Mukendi John, Sabongo Yangayobo Prosper, Nshimba Seya Wa Malale Hippolyte, Dudu Akaibe Benjamin, Mate Mweru Jean Pierre et Bogaert Jan

Remerciements

Nous remercions l'Académie de la Recherche Scientifique, Commission de la Coopération au Développement (ARES-CCD) pour le soutien financier nous accordé ; les Coordonnateurs du Projet PIC-AFORCO pour l'encadrement administratif, académique, scientifique et technique ; et enfin l'école régionale post-universitaire d'aménagement et de gestion intégrés des forêts et territoires tropicaux (ERAIFT), pour le cadre de travail nous fournit afin de finaliser la rédaction de ce manuscrit.

Avant-propos

D'aucun n'ignore que les plantes nourrissent la plupart de Rongeurs et entretiennent des microclimats propices à la vie de certains micromammifères (Genest-Villar, 1980). Elles influencent fortement le choix de leur habitat et de celui de leur nid ou gîte (Saint-Girons, 1977 ; Dudu et Gaevaerts, 1987). Il est aussi connu que lorsqu'un écosystème est fragmenté, la composition du paysage connaîtra une dynamique, car les zones initialement couvertes par la forêt seront remplacées par une autre classe d'occupation du sol (Bogaert et Mahamane, 2005). Les Rongeurs compte tenu de leur dépendance vis à vis des plantes dont ils se nourrissent, ils sont des victimes directes des actions anthropiques (Tarrant et al., 1990). Le présent chapitre vise à caractériser la flore de quatre principaux biotopes qui ont fait l'objet des études de faune de Rongeurs dans les chapitres précédents. Il analyse la composition floristique (densité, abondance, diversité et similarité entre habitats) et les structures diamétriques (surface terrière et classes de diamètre) de ces habitats afin de mieux comprendre l'influence de la fragmentation sur la composition de la flore de Masako.

Résumé

L'objectif de l'étude est de caractériser sur base de la flore, quatre habitats (JJ, JV, FS et FP) d'un gradient d'anthropisation de la Réserve forestière de Masako. L'inventaire botanique de tous les arbres à DHP \geq 5 cm, réalisé dans chaque habitat, a permis de recenser 3177 pieds d'arbres repartis en 202 espèces, 146 genres et 4 familles. La famille la plus riche en espèces est celle de Leguminosae ; conforme à la tendance générale observée dans les forêts tropicales. Elle constitue le fond floristique des peuplements forestiers de Masako étudiés. Les densités observées en forêts primaire (574 arbres) et secondaire (531 arbres) sont semblables à celles trouvées dans la plupart des écosystèmes forestiers tropicaux d'Afrique et de la région de Kisangani. Sur base de la composition floristique, des différences et des ressemblances sont constatées entre les habitats ; cela traduit les différences de régime de perturbation que subit la réserve et qui occasionnent la présence d'habitats divers. Les surfaces terrières obtenues en forêts (primaire et secondaire) sont comprises dans les limites de fourchette (23 à 50 m²/ha) connues pour les forêts tropicales denses humides. Les structures diamétriques sont toutes en forme de « j » inversé, caractéristique des peuplements forestiers tropicaux. Les différences de surfaces terrières et de structures diamétriques enregistrées confirment « l'effet habitat » ; elles seraient dues aux variations de tailles et grosseurs d'arbres au sein de chaque habitat et à la différence de contribution des classes de diamètres dans la structure de chaque habitat.

Mots clés : Composition floristique, Surface terrière, Structure diamétrique, Habitats.

Abstract

The objective of the study is to characterize based on the flora, four habitats (JJ, JV, FS and FP) of a human impact gradient Forest Reserve Masako. The botanical inventory of all trees DBH \geq 5 cm, made in each habitat has identified trees 3177 feet divided into 202 species, 146 genera and 4 families. The richest family in species is that of Leguminosae; in line with the general trend in tropical forests. It constitutes the background flora forest stands Masako studied. The densities observed in primary forest (574 trees) and secondary (531 trees) are similar to those found in most tropical forest ecosystems of Africa and the Kisangani region. Based on the floristic composition, differences and similarities are found between habitats; this reflects the disturbance regime differences experienced by the reserve and that cause the presence of various habitats. The basal area obtained by forests (primary and secondary) are within the range limits (from 23 to 50 m² / ha) known for the dense humid tropical forests.

The diametric structures are all shaped inverted « j » characteristic of tropical forest stands. The differences in basal area and diametric structures recorded confirm the "habitat effect"; they are due to changes in sizes and sizes of trees within each habitat and unlike contribution diameter classes in each of the housing structure.

Keywords : floristic composition, basal area, diametric structure, Habitats.

7.1. Introduction

Les forêts tropicales humides regorgent une biodiversité végétale et animale exceptionnelle, qui ne se développe qu'en milieu boisé (Fongzossié et al., 2008). Leur hétérogénéité est une expression d'une présence variée de niches écologiques et d'habitats (Richards, 1996) et des multiples interactions entre les espèces qui les composent et leur environnement (Pascal & Pélissier 1995). La diversité et la composition floristique de forêts tropicales reposent d'une manière générale sur leur structure, leur physionomie, leur composition spécifique, l'abondance des taxons et les différentes phénophases qui règlent la survie des espèces qui s'y développent suite à une grande hétérogénéité spatiale (Lebrun & Gilbert, 1954).

Dans leur fonctionnement naturel, les communautés vivantes sont perpétuellement soumises à différentes contraintes et perturbations auxquelles elles sont adaptées (Serpantié et Duveineau, 1991). Les perturbations forestières sont les conséquences des activités naturelles ou humaines, elles conduisent à des modifications de la configuration forestière (réduction de taille, isolement des fragments), de la composition floristique (Cabacinha et al., 2009 ; Munro et al., 2009) et de la structure forestière (densité en tiges, surface terrière, structure de diamètres) des fragments (Freitas et al., 2005; Collins et al., 2009), favorisant ainsi l'installation et la disparition des espèces végétales (Florence, 1981). Ces perturbations constituent des mécanismes indispensables pour comprendre les processus écologiques qui ont contribué à façonner les paysages et à déterminer la composition des communautés végétales actuelles (Talon et al., 1998).

Le morcellement des systèmes écologiques en zone cultivée pose, de manière très générale, le problème de la pérennité des biocénoses naturelles et celui du maintien de la diversité biologique (Bangirimana, 2011). L'occupation du sol dans les pays tropicaux change rapidement (Veldkamp et al., 2001) et la fragmentation des habitats naturels liée aux activités anthropiques est devenue l'un des processus dominants de la dynamique forestière (Barima, 2010).

L'écosystème forestier de Masako est actuellement menacé par les activités anthropiques et se présente sous forme d'une mosaïque forestière, conséquence des pertes et modifications d'habitats, qui entraîne des différences de composition floristique et de structure diamétrique d'habitats en place.

Cette étude vise la caractérisation floristique et diamétrique de ces peuplements forestiers de la Réserve de Masako, suivant un gradient d'anthropisation. Elle test les hypothèses suivantes : (a) les densités et les abondances sont différentes entre les habitats, les densités élevées sont attendues en forêts et les faibles au niveau des jachères ; (b) à cause des différences dans la grosseur des arbres, les surfaces terrières sont différentes entre les habitats, elles sont décroissantes de la forêt primaire vers la jachère jeune en passant par la forêt secondaire et la jachère vieille ; (c) les équitabilités en espèces sont proportionnelles au gradient anthropique, cela suppose que de la forêt primaire (habitat stable) vers la jachère jeune (habitat le plus perturbé), ces équitabilités baissent ; (d) les similarités et les dissimilarités en composition floristique existent entre les habitats, une plus grande similarité est attendue entre les forêts primaire et secondaire et des fortes dissimilarités sont attendues entre les forêts et la jachère vieille qui est un stade intermédiaire ou de transition ; (e) les structures diamétriques des habitats étudiés se présentent toutes en forme *i* ou de *j* renversé, caractéristique des forêts naturelles, mais subiraient un « effet habitat » et seraient différentes entre elles.

7.2. Méthodologie

7.2.1. Site de l'étude

Cette étude a été réalisée dans la Réserve forestière de Masako située à proximité de la ville de Kisangani, à 14 Km de son côté Nord-Est, sur l'ancienne route Buta dans la collectivité Lubuya Bera (Juakaly, 2007). Avec une superficie de 2105 hectares, la réserve (figure 7.1) est entièrement comprise dans la grande boucle de la rivière Tshopo (Dudu, 1991 ; Soki, 1994 ; Upoki, 2001 ; Juakaly, 2002 ; Mukinzi et al., 2005). Ses coordonnées géographiques sont notées 00°36' latitude Nord et 25°13' longitude Est à une altitude oscillant entre 460-500 m.

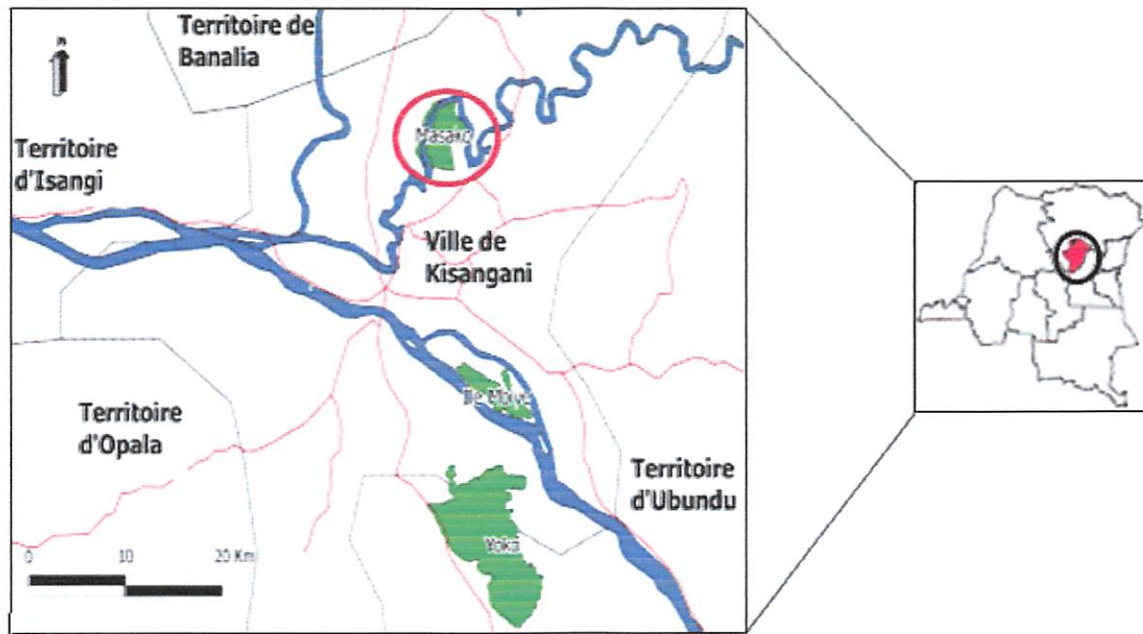


Figure 7.1 : Site d'étude : A droite la carte de la RD Congo et à gauche un aperçu assez large de la ville de Kisangani (Province Orientale) avec les territoires avoisinants. La Réserve forestière de Masako est indiquée en cercles noir et rouge sur les deux cartes.

Le climat équatorial chaud et humide qui la caractérise est du type Af_i selon la classification de KÖPPEN et on n'y rencontre pas de saison sèche absolue (Nyakabwa, 1982). La température moyenne est autour 25°C. Les précipitations moyennes annuelles sont supérieures à 1750 mm avec deux maxima équatoriaux autour des mois d'octobre et d'avril et deux minima solsticiaux autour de janvier et juillet. Sa végétation est principalement constituée de la forêt primaire à *Gilbertiodendron dewevrei* progressivement détruite pour l'exploitation des bois et l'installation des cultures (Sabongo, 2015), des forêts secondaires, des forêts marécageuses et des jachères (Makana, 1986 ; Kahindo, 1988 ; Mabay, 1994).

7.2.2. Matériel

Le matériel biologique de cette étude est principalement constitué des espèces végétales inventoriées dans la forêt primaire (FP) dite à *G. dewevrei*, la forêt secondaire (FS), la jachère jeune (JJ) et la jachère vieille (JV) dans la Réserve forestière de Masako.

7.2.3. Méthodes

Les grilles de 1 ha chacun, installés dans 4 types d'occupation du sol choisis suivant un gradient anthropique et délimités en fonction de la structure de la végétation, ont permis de réaliser ces inventaires. L'inventaire en plein de tous les arbres à DHP \geq 5 cm de diamètre a

été réalisé dans chaque habitat. Un tel inventaire permet de bien appréhender la strate arbustive qui est bien développée dans les jachères comparativement à la strate arborée. Les espèces étaient identifiées suivant la nomenclature de « The Plant List » à cause de sa facilité d'accès ([www. The Plant List. org](http://www.ThePlantList.org)) et d'utilisation mais aussi du fait qu'il disponibilise la liste complète de toutes les espèces végétales connues. The Plant List est le fruit de la collaboration entre le Jardin Botanique Royal de Meise et les Jardins Botaniques de Kew et de Missouri.

L'analyse de la composition floristique de chaque habitat a été faite sur base de la fréquence relative (*FR* en %), de la diversité relative (*DIR* en %), de la densité relative (*DER* en %) et de la surface terrière (*ST* en m²/ha) qui s'obtiennent respectivement par les formules (7.1), (7.2), (7.3) et (7.4) suivantes :

$$FR (\%) = \frac{\text{Fréquence d'une espèce}}{\text{Total des fréquences de toutes les espèces}} \times 100 \quad (7.1)$$

$$DIR (\%) = \frac{\text{Nombre d'espèces d'une famille}}{\text{Nombre total d'espèces}} \times 100 \quad (7.2)$$

$$DER (\%) = \frac{\text{Nombre d'individus d'une famille}}{\text{Nombre total d'individus de l'échantillon}} \times 100 \quad (7.3)$$

$$ST = \pi/4 (DHP)^2 \quad (7.4)$$

La diversité de Shannon Weaver (*H*), l'équitabilité de Piélou (*J*) ; la richesse spécifique de Menhinick (*I_M*) ; le coefficient de similarité de Jaccard (*C_j*) ont également été mesurés (Magurran 2004). Le dendrogramme, sur base de la similarité de Morisita (Hammer et al., 2001), a été construit à l'aide du logiciel PAST pour discriminer les habitats en fonction des différentes flores y observées.

Quelques tests statistiques ont été utilisés à la suite de l'analyse des distributions des données. L'Anova à un facteur a permis de comparer en une fois les 4 habitats du point de vue des abondances observées et des surfaces terrières calculées ; les tests de Fisher alpha ont servis à la suite d'Anova, de comparer les variances des habitats deux à deux afin de ressortir les différences entre ces habitats comparés en termes des surfaces terrières et des abondances

observées. Les tests de Chi-carré de proportion ont été utilisés pour comparer les structures diamétriques des habitats étudiés.

7.3. Résultats

7.3.1. Composition floristique

L'analyse de la composition floristique de 4 habitats étudiés dans la Réserve forestière de Masako indique un total de 3177 individus repartis en 202 espèces, 146 genres et 45 familles. La famille la plus riche en espèces est celle de Leguminosae qui comprend 12,87% de toutes les espèces inventoriées. Les familles de Rubiaceae et Malvaceae (7,92% par famille); Sapotaceae (5,45%); Annonaceae et Meliaceae (4,46% pour chaque famille); Euphorbiaceae, Olacaceae et Moraceae (3,96% par famille) et enfin Phyllanthaceae (3,47%) sont aussi les familles les plus importantes en termes d'espèces (Tableau 7.1).

Dans la forêt primaire 963 tiges regroupées en 38 familles, 117 genres et 156 espèces ont été recensées (Tableau 7.2). Les familles les plus riches en espèces classées par ordre d'importance sont celles des Leguminosae (13,46%) avec 21 espèces; Rubiaceae (7,69%) avec 12 espèces; Malvaceae (7,05%) avec 11 espèces; Sapotaceae (5,77%) avec 9 espèces et enfin Annonaceae (5,13%) avec 8 espèces alors les mieux représentées sont celles des Leguminosae (12,16%) avec 117 individus, Myristicaceae (11,33%) avec 109 individus, Meliaceae (9,46%) avec 91 individus, Schlegeliaceae (8,11%) avec 78 individus et Lecythydaceae (6,76%) avec 65 individus. *Thomandersia hensii* (8,10%), *Petersianthus macrocarpus* (6,54%), *Gilbertiodendron dewevrei* (6,44%), *Trichilia gilgiana* (5,30%) et *Staudtia kamerunensis* (4,67%) sont les espèces les plus abondantes du peuplement.

Tableau 7.1 : Richesse des familles des plantes en genres et espèces dans la réserve forestière de Masako en RD Congo. Inventaires réalisés dans 4 habitats (forêt primaire, forêt secondaire, jachère vieille et jachère jeune) de 1ha chacun.

Familles	Genres		Espèces	
	Effectif	%	Effectif	%
Leguminosae	18	12,33	26	12,87
Rubiaceae	12	8,22	16	7,92
Malvaceae	10	6,85	16	7,92
Sapotaceae	7	4,79	11	5,45
Annonaceae	8	5,48	11	5,45
Meliaceae	5	3,42	9	4,46
Euphorbiaceae	7	4,79	9	4,46
Olacaceae	6	4,11	8	3,96
Moraceae	5	3,42	8	3,96
Phyllanthaceae	5	3,42	7	3,47
Autres familles	63	43,15	81	40,10
Total	146	100,00	202	100,00

En forêt secondaire (Tableau 7.2) on dénote 904 individus regroupés en 34 familles, 89 genres et 109 espèces. Les familles Leguminosae (12,84%) avec 14 espèces, Malvaceae (10,09%) avec 11 espèces, Annonaceae (7,34%) avec 8 espèces et enfin, les Meliaceae et Moraceae (5,50%), constituées de 6 espèces chacune, sont les plus riches en espèces. Celles les mieux représentées sont Meliaceae et Myristicaceae (11,84% et 107 individus), Schlegeliaceae (10,84%) avec 98 individus, Lecythidaceae (9,40%) avec 98 individus et Leguminosae (6,64%) avec 60 individus. Dans cet habitat les espèces *Thomandersia hensii* (10,84%), *Petersianthus macrocarpus* (9,40%), *Trichillia gilgiana* (7,85%), *Coelocaryon preussii* (6,86%) et *Funtumia africana* (6,31%) sont les plus abondantes.

Dans la jachère jeune (Tableau 7.2), 384 individus de 24 familles, 42 genres et 46 espèces ont été inventoriés. Les familles qui se révèlent riches en espèces sont celles des Leguminosae et Euphorbiaceae (17,89% et 8 espèces chacune), des Moraceae (6,52% et 3 espèces) et enfin des Anacardiaceae et Apocynaceae (4,35% et 2 espèces chacune). Les familles les mieux représentées sont : Euphorbiaceae (21,61%) avec 83 tiges, Malvaceae (15,36%) avec 59 tiges, Leguminosae (15,10%) avec 58 tiges, Urticaceae (9,9%) avec 38 tiges et enfin Cannabaceae (7,29%) avec 28 tiges. Les espèces caractéristiques retrouvées dans la jachère jeune sont : *Urena lobata* (15,36%), *Musanga cecropioides* (9,90%), *Albizia gummifera* (9,11%), *Trema orientalis* (7,29%) et *Maesopsis eminii* (5,99%). On observe également la présence de

l'espèce invasive et envahissante *Chromolaena odorata*, bon indicateur des perturbations des habitats.

Enfin au niveau de la jachère vieille (Tableau 7.2), l'inventaire botanique indique que 925 arbres réunis en 37 familles, 87 genres et 102 espèces ont été identifiés. Les familles des Leguminosae (12,75%) avec 13 espèces, Euphorbiaceae (7,84%) avec 8 espèces, Rubiaceae et Moraceae (6,86% et 7 espèces chacune) et enfin, les Malvaceae (4,90%) avec 5 espèces, sont celles à richesses spécifiques élevées. Euphorbiaceae (21,29%) avec 196 pieds, Myristicaceae (8,97%) avec 83 pieds, Leguminosae (8,00%) avec 74 pieds, Urticaceae (6,70%) avec 62 pieds et enfin Meliaceae (6,59%) avec 61 pieds sont les familles les mieux représentées. Les espèces les plus abondantes rencontrées dans la jachère vieille sont : *Pycnanthus angolensis* (7,68%), *Macaranga spinosa* (7,35%), *Petersianthus macrocarpus* (6,38%), *Oncoba welwitschii* (6,05%) et *Trichilia gilgiana* (5,73%).

Les surfaces terrières (Tableau 7.6) obtenues pour les individus de diamètre ≥ 10 cm sont successivement de 36,42 m²/ha pour la forêt primaire, 34,33 m²/ha pour la forêt secondaire, 19,25 m²/ha pour la jachère vieille et enfin, 4,29 m²/ha pour la jachère jeune et sont significativement différentes ($F=4,77$; $p<0,05$) entre elles. On note des différences significatives de surfaces terrières entre la forêt primaire et la forêt secondaire ($F=1,30$; $p<0,05$), ainsi qu'avec les jachères vieille ($F=3,41$; $p<0,01$) et jeune ($F=4,12$; $p<0,01$), entre la forêt secondaire avec les jachères vieille ($F=2,62$; $p<0,01$) et jeune ($F=5,46$; $p<0,01$) et enfin entre la jachère jeune et la jachère vieille ($F=14,31$; $p<0,01$).

Les densités (nombre des pieds/ha pour tous les arbres de 10 cm et plus) sont numériquement différentes entre la jachère jeune et les autres habitats (Tableau 7.2). Les abondances observées sont statistiquement différentes entre les habitats ($F=3,31$, $p<0,05$). La jachère jeune est très différentes des 3 autres habitats ($F=1,17$, $p<0,01$ avec la forêt primaire ; $F=3,71$; $p<0,01$ avec la forêt secondaire et $F=3,05$; $p<0,01$ avec la jachère vieille). La forêt primaire par contre se montre différente de la forêt secondaire en termes d'abondances enregistrées ($F=1,42$, $p<0,05$). Les autres habitats comparés entre eux n'accusent pas des différences d'abondances.

La forêt primaire est l'habitat le plus diversifié ($H=4,14$), le plus équitable ($J=0,82$) et comprend la richesse spécifique la plus élevée ($I_M=22,70$). Par contre la jachère jeune regorge la richesse spécifique ($I_M=7,57$) et la diversité ($H=2,35$) les moins élevées par rapport aux

autres habitats. Cependant, tous les habitats étudiés indiquent une diversité et une équitabilité élevées induisant donc une forte hétérogénéité (Tableau 7.3).

Les indices de similarité de Jaccard obtenus à partir des données de présence/absence des espèces a permis de comparer les 4 habitats. La similarité de plus de 50% n'est obtenue qu'entre la forêt primaire et la forêt secondaire ($C_j = 0,53$). Les autres habitats comparés 2 à 2 présentent tous des similarités faibles allant de 17% à 44 % (Tableau 7.4).

Tableau 7.3 : Richesse spécifique (I_M) de Menhinick, Diversité de Shannon Weaver (H), Equitabilité de Pielou (J) et Surface terrière (ST) en m^2/ha dans 4 habitats de la Réserve forestière de Masako. Inventaire en plein réalisé dans 1 ha de chaque habitat étudié pour tous les pieds de diamètre ≥ 5 cm.

	N	S	I_M	H	J	$ST(m^2/ha)$
Forêt primaire	963	156	5,06	4,14	0,82	36,42
Forêt secondaire	904	109	3,63	3,71	0,79	34,33
Jachère vieille	925	102	3,35	3,78	0,82	19,25
Jachère jeune	384	46	2,35	3,15	0,82	4,29

Tableau 7.4 : Similarité des habitats calculée à l'aide de l'indice de Jaccard sur base des données de présence/absence des espèces. FP : Forêt primaire, FS : Forêt secondaire, JV : Jachère vieille, JJ : Jachère jeune.

Indice de similarité de Jaccard				
	FP	FS	JJ	JV
FP	1,00	0,53	0,14	0,39
FS		1,00	0,17	0,44
JJ			1,00	0,35
JV				1,00

Le dendrogramme construit sur base de similarité de Jaccard montre bien que la jachère jeune s'éloigne de trois autres habitats (jachère vieille, forêts primaire et secondaire) et que par la suite, la jachère vieille s'écarte des forêts (primaire et secondaire) de par leur composition floristique (Figure 7.2).

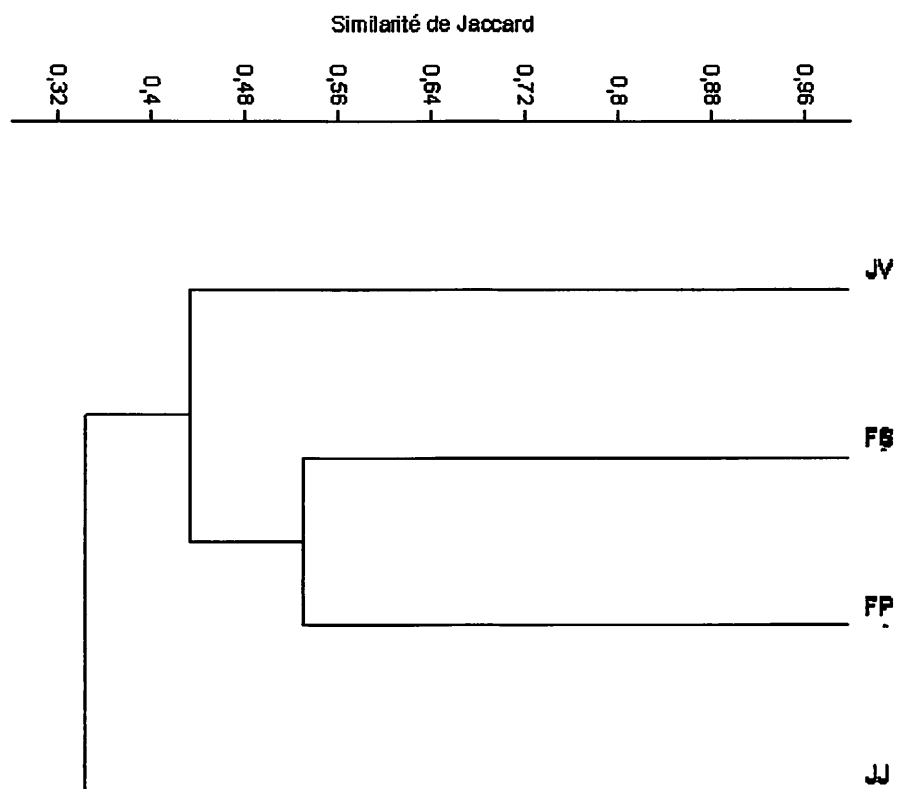


Figure 7.2 : Dendrogramme illustrant la similarité entre les habitats sur base du coefficient de Jaccard. On voit que la jachère jeune est très éloignée des 3 autres habitats en composition floristique et que la jachère vieille est séparée des forêts primaire et secondaire à similarité floristique élevée.

7.3.2. Structure diamétrique

Pour comparer les structures diamétriques des habitats étudiés, 8 classes de diamètre de 10 cm et une classe de 5 cm ont été créés. Ces structures diamétriques des différents habitats sont données dans la figure 7.3 ci-dessous et se présentent toutes en forme de *i* ou de *j* renversé caractéristiques des écosystèmes forestiers naturels. Une structure en forme de *i*.

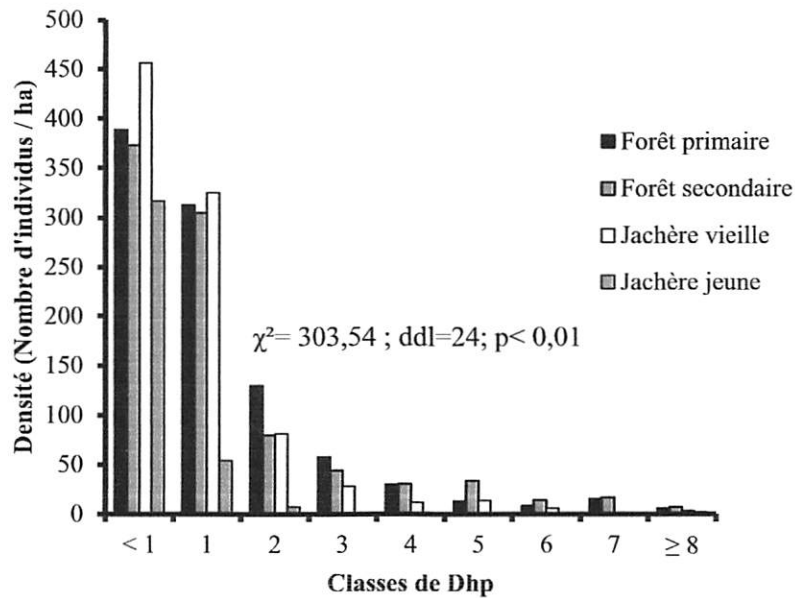


Figure 7.3 : Structures diamétriques observées dans la forêt primaire, la forêt secondaire, la jachère vieille et la jachère jeune à Masako. Inventaire en plein des individus de 5 cm de diamètre et plus dans un dispositif de 1 ha installé dans chaque habitat.

Le diamètre de l'arbre le plus gros est 155 cm en forêt primaire et 110 cm en forêt secondaire pour l'espèce *Gilbertiodendron dewevrei*, 90 cm en jachère vieille pour *Canarium schweinfurtii* et 152 cm en jachère jeune pour *Petersianthus macrocarpus*. Un «effet habitat» sur les structures diamétriques des habitats a été constaté ($\chi^2=303,54$; $ddl=24$; $p<0,01$). Les habitats comparés 2 à 2 donnent tous des différences significatives des structures de diamètres (Tableau 7.5). Une différence significative est notée entre la forêt primaire et la forêt secondaire tandis que des différences très significatives sont tour à tour notées entre la forêt primaire et les jachères (vieille et jeune), la forêt secondaire et les jachères (vieille et jeune) et enfin entre la jachère vieille et la jachère jeune (Tableau 7.5). L'analyse des contributions de chaque classe de diamètre montre que les classes 5-10 cm et 10-20 cm donnent plus des poids à l'effectif de la jachère vieille, les classes 20-30 cm et 30-40 cm à celui de la forêt primaire, la classe 50-60 cm à l'effectif de la forêt secondaire et enfin, les classes 40-50 cm, 60-70 cm et ≥ 80 cm donnent plus de poids aux effectifs des forêts primaire et secondaire.

Tableau 7.5 : Comparaison des structures diamétriques des habitats à l'aide du test de Chi-carré (χ^2). Les effectifs d'arbres regroupés en 9 classes de diamètre dont huit de 10 cm et une de 5 cm ont été comparés entre les habitats pris deux à deux. Les valeurs de χ^2 sont indiquées dans le tableau. * : Différence significative, ** : Différence non significative.

Comparaison des structures diamétriques des habitats				
	FP	FS	JV	JJ
FP	-	23,55*	51,67**	210,55**
FS		-	50,12**	198,35**
JV			-	137,99**
JJ				-

7.4. Discussion

La composition floristique et la structure diamétrique discutées ci-dessous donnent un aperçu général et détaillé des peuplements étudiés.

Hormis les jachères, les densités observées (Tableau 7.2) pour la strate arborée (DHP \geq 10 cm), sont semblables à celles enregistrées par d'autres auteurs en forêts tropicales. Germain et Evrard (1956) ont trouvés 519 pieds dans la forêt à *Brachystegia laurentii* à Yangambi en RD Congo ; Reistma (1988) a compté 497 pieds dans la forêt mixte d'Oveng au Gabon. Cependant des valeurs relativement faibles ont aussi été obtenues par d'autres auteurs, on note 433 dans la forêt mixte d'Epulu (Ndjango, 1994), 413 dans celle à *Gilbertiodendron dewevrei* à Lenda (Ewango, 1994), 409 pieds dans la forêt mixte de Yoko (Ebuy, 2006), 402 dans la forêt à *Scorodophloeus zenkeri* de Loweo (Solia, 2007) et 353 dans la forêt à *Brachystegia laurentii* de Biaro (Meniko et al., 2011) tous en RD Congo ; au Gabon, Reistma (1988) a dénombré 396 arbres dans la forêt mixte de la Lopé. La très faible densité observée en jachère jeune est tout simplement liée au fait que c'est un habitat en pleine reconstitution, constituée essentiellement d'herbes et arbustes et donc dépourvu des arbres.

Les abondances en espèces (Tableau 7.2) se sont révélées aussi différentes entre les habitats, les plus grandes différences s'observent entre la JJ et les autres habitats (FP, FS et JV) où les strates arbustives et arborescentes sont bien développées. On note aussi une différence d'abondance entre la FP et la FS. Cela serait dû à la différence de pression anthropique exercée dans chaque habitat (Iyongo et al., 2012) car il est connu que les perturbations forestières issues des activités humaines conduisent à des modifications de la configuration forestière, de la composition floristique (Cabacinha et al., 2009 ; Munro et al., 2009) et de la

structure des habitats (Freitas et al., 2005; Collins et al., 2009), favorisant l'installation et la disparition des espèces végétales (Florence, 1981).

Les habitats étudiés ont présentés des similitudes et des dissemblances sur base des présences/absences des espèces (Tableau 7.4). La similarité la plus élevée était obtenue entre la FP et la FS du fait qu'il s'agit des formations végétales qui se succèdent ; les similarités les plus faibles ont été constatées entre les forêts (primaire et secondaire) et JJ car il s'agit des habitats à végétations bien distinctes constituées chacune des espèces végétales caractéristiques d'âges et de tailles différentes. Les similarités relativement faibles entre la JV et les autres habitats montrent que les 4 habitats étudiés sont bien différents en composition floristique mais que la JV se compose à la fois des nombreuses espèces des forêts et des jachères (Lubini, 1981).

Les inventaires floristiques ont révélé, à l'échelle du paysage, que la famille de Leguminosae (Caesalpinioideae et Mimosoideae) avec celles des Rubiaceae, Malvaceae, Sapotaceae et Annonaceae, sont celles qui structurent généralement la flore arborée de la réserve forestière de Masako par leur diversité en espèces. Les Leguminosae et Rubiaceae sont reconnus par plusieurs auteurs comme les familles riches en espèces dans les forêts tropicales (Lebrun & Gilbert 1954 ; Evrard 1968 ; Schnell 1971 ; Nshimba, 2008). Habiyaemye (1995), signale aussi que la famille des Rubiaceae est parmi les familles les plus importantes dans la dorsale orientale du lac Kivu. La famille des Leguminosae (ex famille des Fabaceae) est reconnue par beaucoup d'auteurs comme la principale famille dominante des peuplements forestiers des environs de Kisangani (Lubini, 1982 ; Nshimba, 2008 ; Loris, 2009 ; Lisingo, 2009 ; Meniko et al., 2011 ; Ibanda, 2012 ; Lingofu, 2012 ; Alongo, 2013).

L'examen minutieux de la richesse floristique des habitats (Tableau 7.2) atteste des ressemblances et des dissemblances entre les habitats. Entre la FP et la FS, on note sur le plan de la fréquence relative (*FR*) que trois espèces sont communes (*Petersianthus macrocarpus*, *Thomandersia hensii*, et *Trichilia giligiana*) entre les deux habitats alors que deux autres espèces les différencient chaque fois. *Gilbertiodendron dewevrei* et *Staudtia kamerounensis* en FP ; *Coelocaryon preussii* et *Funtumia africana* au niveau de FS. Sur le plan de la densité relative (*DER*) les cinq familles abondantes sont communes entre les deux habitats mais pas avec la même proportion d'individus ni avec le même ordre d'importance. Enfin, sur le plan de la diversité relative (*DIR*), trois familles parmi les plus diversifiées sont communes aux habitats (Annonaceae, Leguminosae et Malvaceae) et deux autres les séparent. Rubiaceae et

Sapotaceae pour FP alors que Meliaceae et Moraceae pour FS. Entre la FP et la JJ, aucune espèce n'est commune entre les deux habitats sur les cinq plus abondantes enregistrées, une famille (Leguminosae) parmi les plus abondantes leur est commune alors que quatre autres caractérisent chaque habitat. Schlegeliaceae, Lecythidaceae Meliaceae et Myristicaceae en FP ; Euphorbiaceae, Cannabaceae, Malvaceae et Urticaceae en JJ. De même, pour les familles les plus diversifiées, une seule est commune aux deux habitats alors que quatre autres les séparent. Annonaceae, Malvaceae, Rubiaceae et Sapotaceae et pour FP, Anacardiaceae, Apocynaceae, Euphorbiaceae et Moraceae, pour JJ. La comparaison de la FP avec la JV révèle la présence de deux espèces communes (*Petersianthus macrocarpus*, *Trichilia gilgiana*). Les espèces *Gilbertiodendron dewevrei*, *Thomandersia hensii* et *Staudtia kamerounensis* sont plus abondantes en FP alors que *Macaranga spinosa*, *Oncoba welwitschii* et *Pycnanthus angolensis* les sont en JV. Trois familles parmi les plus abondantes (Leguminosae, Meliaceae et Myristicaceae) et les plus diversifiées (Leguminosae, Malvaceae et Rubiaceae) sont communes entre les deux habitats. En FP les familles caractéristiques les plus abondantes sont Schlegeliaceae et Lecythidaceae et les plus diversifiées sont Sapotaceae et Annonaceae. Au niveau de JV, la famille Euphorbiaceae est parmi les plus abondantes à côté des Urticaceae mais aussi l'une des plus diversifiées à côté de Moraceae. Entre la FS et la JJ, il n'y a pas d'espèces communes entre les deux habitats et pas des familles communes en termes d'abondance. Cependant, des familles les plus diversifiées, deux sont communes aux deux habitats (Leguminosae et Euphorbiaceae) et trois les séparent. Anacardiaceae, Apocynaceae et Euphorbiaceae en JJ, Annonaceae, Malvaceae et Meliaceae en FS. Entre la FS et la JV, les espèces *Petersianthus macrocarpus* et *Trichilia gilgiana* sont communes aux deux habitats, *Coelocaryon preussii*, *Funtunia africana* et *Thomandersia hensii* sont celles qui particularisent la FS alors que *Macaranga spinosa*, *Oncoba welwitschii* et *Pycnanthus angolensis* particularisent la JV. Les familles abondantes telles que Leguminosae, Meliaceae et Myristicaceae sont communes aux deux habitats. Les différences obtenues en FS par les familles Schlegeliaceae et Lecythidaceae et en JV par Euphorbiaceae et Urticaceae. Enfin des familles les plus diversifiées, Leguminosae, Malvaceae et Moraceae se retrouvent dans les deux habitats, Annonaceae et Meliaceae caractérisent la FS alors que Euphorbiaceae et Rubiaceae la JV. Entre JV et JJ, aucune espèce commune n'a été constatée, trois familles communes (Euphorbiaceae, Leguminosae et Urticaceae) en termes d'abondance et trois autres (Euphorbiaceae, Leguminosae et Moraceae) en termes de diversité spécifique. Les familles caractéristiques sont pour JJ : Cannabaceae et Malvaceae en ce qui concerne les abondances en individus, Anacardiaceae et Apocynaceae quant à la diversité des espèces et pour JV

Meliaceae et Myristicaceae pour les abondances en pieds d'arbres et Malvaceae et Rubiaceae pour la diversité spécifique.

Les différences et ressemblances constatées dans la composition floristique des habitats étudiés attestent que la diversité et la richesse floristique des peuplements forestiers changent selon l'ampleur des perturbations qu'ils ont subi (Fournier et al., 2002) les quelles sont source importante d'hétérogénéité constatée dans la diversité floristique (Cordonnier 2004). Ces perturbations se traduisent également par la baisse de la richesse en espèces de la forêt primaire à *G. dewevrei* à 156 espèces alors que Makana (1986) l'avait estimé à 270 espèces.

Les valeurs de surfaces terrières des habitats comparés deux à deux ont indiquées des différences significatives entre les habitats. Ces différences seraient dues aux variations de tailles et grosseurs d'arbres au sein de chaque habitat. Les forêts avec une proportion importante des gros arbres (surtout en FP) mais aussi des arbustes, la jachère vieille avec une proportion relativement importante des gros arbres et élevée des arbustes et enfin, la jachère jeune essentiellement constituée d'arbustes et des quelques arbres reliques ainsi que des repousses des essences forestières abattues (Lubini, 1981) issues de la formation végétale jadis en place. Pour les forêts (primaire et secondaire), les surfaces terrières obtenues sont comprises dans les limites des fourchettes de 23 et 50 m²/ha déterminés par Mosango (1990) et de 25 à 50 m²/ha pour Pascal (2003) dans les forêts denses tropicales humiques.

Les structures diamétriques différentes enregistrées confirment l'« effet habitat ». Cela serait dû à la différence de contribution des classes de diamètres dans la structure de chaque habitat. Boyemba (2011) a aussi obtenu des différences des structures diamétriques entre quelques peuplements forestiers avec et sans *Pericopsis elata* dans la réserve de la Yoko.

Conclusion

L'étude de la composition floristique et de la structure diamétrique réalisée dans quelques formations végétales de la réserve forestière de Masako a permis de constater les différences entre ces 4 types d'habitats (forêt primaire et secondaire ; jachères jeune et vieille). Des différences sont constatées en termes des densités et d'abondances des pieds d'arbres, de richesse floristique, de diversité et de similarité, des surfaces terrières et des structures des classes de diamètres des habitats. Sur base des espèces végétales, la dissimilarité la plus importante est obtenue entre la jachère jeune et les autres habitats, puis entre la jachère vieille et les forêts (primaire et secondaire) qui elles, sont les plus similaires. Ces situations indiquent

que le régime des perturbations forestières, définies comme les facteurs déterminants dans la mise en place et l'évolution des communautés végétales (Cordonnier, 2004), est différent au sein de l'écosystème Masako. Ces perturbations sont source importante d'hétérogénéité observée dans la diversité floristique et la structure forestière de la réserve de Masako.

Annexes 7.1

Tableau 7.2 : Diversité relative des familles (DIR), densité relative des familles (DER) et fréquence relative des espèces (FR) au sein des habitats. FP = forêt primaire; FS = forêt secondaire; JJ : jachère jeune et JV= jachère vieille. %= pourcentage, N= nombre d'arbres, S= nombre d'espèces.

FP			FS			JJ			JV		
Familles	DIR (%)	S	Familles	DIR (%)	S	Familles	DIR (%)	S	Familles	DIR (%)	S
Leguminosae	13,46	21	Leguminosae	12,84	14	Leguminosae	17,39	8	Leguminosae	12,75	13
Rubiaceae	7,69	12	Malvaceae	10,09	11	Euphorbiaceae	17,39	8	Euphorbiaceae	7,84	8
Malvaceae	7,05	11	Annonaceae	7,34	8	Moraceae	6,52	3	Rubiaceae	6,86	7
Sapotaceae	5,77	9	Meliaceae	5,50	6	Anacardiaceae	4,35	2	Moraceae	6,86	7
Annonaceae	5,13	8	Moraceae	5,50	6	Apocynaceae	4,35	2	Malvaceae	4,90	5
Autres familles	60,90	95	Autres familles	58,73	64	Autres familles	50,00	23	Autres familles	60,79	62
FP			FS			JJ			JV		
Familles	DER (%)	N	Familles	DER (%)	N	Familles	DER (%)	N	Familles	DER (%)	N
Leguminosae	12,16	117	Meliaceae	11,84	107	Euphorbiaceae	21,61	83	Euphorbiaceae	21,29	196
Myristicaceae	11,33	109	Myristicaceae	11,84	107	Malvaceae	15,36	59	Myristicaceae	8,97	83
Meliaceae	9,46	91	Schlegeliaceae	10,84	98	Leguminosae	15,10	58	Leguminosae	8,00	74
Schlegeliaceae	8,11	78	Lecythidaceae	9,40	85	Urticaceae	9,90	38	Urticaceae	6,70	62
Lecythidaceae	6,76	65	Leguminosae	6,64	60	Cannabaceae	7,29	28	Meliaceae	6,59	61
Autres familles	52,18	503	Autres familles	49,44	447	Autres familles	30,74	118	Autres familles	48,45	449
FP			FS			JJ			JV		
Espèces	FR (%)	N	Espèces	FR (%)	N	Espèces	FR (%)	N	Espèces	FR (%)	N
<i>Thomandersia hensii</i>	8,10	78	<i>Thomandersia hensii</i>	10,84	98	<i>Urena lobata</i>	15,36	59	<i>Pycnanthus angolensis</i>	7,68	71
<i>Petersianthus macrocarpus</i>	6,54	63	<i>Petersianthus macrocarpus</i>	9,40	85	<i>Musanga cecropioides</i>	9,90	38	<i>Macaranga spinosa</i>	7,35	68
<i>Gilbertiodendron dewevrei</i>	6,44	62	<i>Trichilia gilgiana</i>	7,85	71	<i>Albizia gummifera</i>	9,11	35	<i>Petersianthus macrocarpus</i>	6,38	59
<i>Trichilia gilgiana</i>	5,30	51	<i>Coelocaryon preussii</i>	6,86	62	<i>Trema orientalis</i>	7,29	28	<i>Oncoba welwitschii</i>	6,05	56
<i>Staudtia kamerunensis</i>	4,67	45	<i>Funtumia africana</i>	6,31	57	<i>Maesopsis eminii</i>	5,99	23	<i>Trichilia gilgiana</i>	5,73	53
Autres espèces	68,95	664	Autres espèces	58,74	531	Autres espèces	52,35	201	Autres espèces	66,81	618

Tableau 7.6 : Surface terrières des espèces végétales inventoriées dans les habitats. ST : surface terrière ; N : Nombre des pieds (arbres) ; FP : forêt primaire, FS : forêt secondaire, JJ : jachère jeune et JV : jachère vieille.

FP			FS			JJ			JV		
Espèces (DHP ≥ 10 cm)	ST (m ² /ha)	N	Espèces (DHP ≥ 10 cm)	ST (m ² /ha)	N	Espèces (DHP ≥ 10 cm)	ST (m ² /ha)	N	Espèces (DHP ≥ 10 cm)	ST (m ² /ha)	N
<i>ilepisium madagascariense</i>	1,84	23	<i>Ricinodendron heudelotii</i>	2,27	9	<i>Maesopsis eminii</i>	0,10	6	<i>Petersianthus macrocarpus</i>	1,29	27
<i>isanga cecropioides</i>	1,87	18	<i>Trilepisium madagascariense</i>	2,57	22	<i>Albizia gummifera</i>	0,17	12	<i>Trichilia gilgiana</i>	1,41	36
<i>rminalia superba</i>	2,80	15	<i>Funtumia africana</i>	4,65	54	<i>Musanga cecropioides</i>	0,34	16	<i>Pycnanthus angolensis</i>	1,48	37
<i>tersianthus macrocarpus</i>	4,15	50	<i>Uapaca guineensis</i>	4,95	34	<i>Urena lobata</i>	0,41	1	<i>Macaranga spinosa</i>	1,63	39
<i>lbertiodendron dewevrei</i>	7,24	24	<i>Petersianthus macrocarpus</i>	5,18	62	<i>Petersianthus macrocarpus</i>	2,94	4	<i>Musanga cecropioides</i>	2,25	28
autres espèces	18,53	444	Autres espèces	14,72	350	Autres espèces	0,34	26	Autres espèces	11,19	302
FP			FS			JJ			JV		
Espèces (DHP ≥ 5 cm)	ST (m ² /ha)	N	Espèces (DHP ≥ 5 cm)	ST (m ² /ha)	N	Espèces (DHP ≥ 5 cm)	ST (m ² /ha)	N	Espèces (DHP ≥ 5 cm)	ST (m ² /ha)	N
<i>tersianthus macrocarpus</i>	0,06	13	<i>Petersianthus macrocarpus</i>	0,09	23	<i>Maesopsis eminii</i>	0,08	17	<i>Macaranga spinosa</i>	0,10	29
<i>ichilia gilgiana</i>	0,06	15	<i>Coelocaryon preussii</i>	0,10	26	<i>Trema orientalis</i>	0,08	26	<i>Thomandersia hensii</i>	0,12	39
<i>tia micrantha</i>	0,08	21	<i>Aidia micrantha</i>	0,10	23	<i>Albizia gummifera</i>	0,09	23	<i>Oncoba welwitschii</i>	0,12	28
<i>lbertiodendron dewevrei</i>	0,16	38	<i>Trichilia gilgiana</i>	0,13	31	<i>Musanga cecropioides</i>	0,09	22	<i>Petersianthus macrocarpus</i>	0,14	32
<i>omandersia hensii</i>	0,33	69	<i>Thomandersia hensii</i>	0,36	90	<i>Urena lobata</i>	0,16	58	<i>Pycnanthus angolensis</i>	0,15	34
autres espèces	1,00	233	Autres espèces	0,70	180	Autres espèces	0,56	171	Autres espèces	1,15	294

CHAPITRE VIII : DISCUSSION GENERALE

La présente discussion générale est structurée en cinq points. Le premier renseigne sur la valeur ajoutée de cette thèse, le deuxième point aborde les aspects méthodologiques, le troisième point discute les principaux résultats obtenus, le quatrième ressort les contraintes et limitations de la présente thèse et le cinquième point parle des implications pour la conservation de la biodiversité de Rongeurs de Masako et des aires protégées en RD Congo.

8.1. Valeur ajoutée de la thèse

La contribution majeure de cette thèse de doctorat est qu'elle accorde une place méritée à la dimension paysagère dans l'analyse des peuplements de Rongeurs à Masako et par conséquent dans la région de Kisangani. Elle met en relation les principaux éléments du paysage à savoir sa composition, sa configuration et les différents processus écologiques (liés aux populations de Rongeurs) qui s'y déroulent ; le tout en rapport avec le paysage fragmenté de Masako. De même, elle se présente à ce jour comme l'une des premières thèses à avoir pris en compte la mobilité spécifique de Rongeurs au niveau d'habitat comme au niveau du paysage dans l'analyse de la composition en Rongeurs. Grâce à cette mobilité, elle mesure la connectivité fonctionnelle ou biologique au sein du paysage, définit les statuts résidentiels des espèces et approfondit leur affiliation aux principaux habitats qui forment la mosaïque forestière de Masako. Il convient de signaler que la mobilité de Rongeurs a toujours été considérée comme la principale faiblesse de toutes les études ayant procédé par des méthodes des prélèvements (captures mortes) des bêtes dans leurs analyses de richesse spécifique, d'abondance, de diversité, d'organisation sociale (affiliation des espèces aux habitats et statut résidentiel) et/ou de structure de populations de Rongeurs au sein d'habitats.

Sur le plan méthodologique, cette thèse se démarque des études antérieures par la cohérence, la pertinence et le caractère écologique des techniques (CMR) et méthodes employées : (a) les dispositifs expérimentaux conçus et installés de manière à répondre correctement aux problèmes posés ; (b) les techniques de collecte des données appropriées pour chaque cas et identiques pour tous les habitats étudiés (nombre des pièges utilisés, manière d'opérer les relevés et temps y accordé, disposition des pièges dans les grilles ainsi que les appâts utilisés) ; (c) les analyses écologiques (diversité, similarité, équitabilité et richesse spécifique) diversifiées, les statistiques appliquées étant justifiées et pertinentes, les paramètres

écologiques ainsi que les habitats variés de Rongeurs étudiés, donnent à cette thèse le mérite de tirer de manière aisée les conclusions nécessaires et de prendre, sans trop de peine, des positions en rapport avec l'état actuel de la flore et de la faune de Rongeurs à Masako.

A la lumière des résultats obtenus, cette thèse apporte une panoplie d'informations scientifiques dont la capitalisation serait un gage pour la bonne gestion de la réserve et la conservation de la biodiversité de Rongeurs au regard des multiples pressions anthropiques dont fait face l'éco-complexe Masako. En effet, la thèse met en évidence le fait que les Rongeurs sont des bons bio-indicateurs de l'anthropisation forestière et de l'effet de lisière. Elle montre que la lisière en zone de contact jachère-forêt secondaire se comporte, selon le cas, soit comme une zone intermédiaire (zone de transition) entre habitats adjacents ; soit comme un habitat distinct marqué par des caractéristiques écologiques propres et que les espèces de Rongeurs réagissent différemment aux effets de lisière. En outre, elle confirme l'importance de la forêt primaire pour la faune de Rongeurs ainsi que l'impact des activités anthropiques et l'effet saison sur la structure démographique de populations de Rongeurs à Masako. Elle montre que les effets d'anthropisation et de saison constatés sur les abondances de captures, les sex-ratios et la structure de classes d'âges, traduisent que les activités anthropiques en cours ne sont pas à encourager et que leur intensification, surtout en saison sub sèche, affecteraient les populations de Rongeurs à Masako. Cette thèse met également en évidence la connectivité fonctionnelle des habitats à travers la mobilité spécifique de Rongeurs dans le paysage fragmenté (hétérogène) de Masako. Elle a approfondie l'affiliation des espèces de Rongeurs aux principaux habitats forestiers de la Réserve de Masako. La présente thèse, apporte donc les premières informations sur la connectivité biologique des habitats et sur la nature des métapopulations de Rongeurs abritant la mosaïque forestière de Masako. Elle met en exergue, et pour une seconde fois, l'importance de la forêt primaire, en tant qu'habitat source assurant le maintien des métapopulations, pour la faune de Rongeurs et met à la disposition de la communauté scientifique, des nouveaux indices fiables pour l'affiliation des espèces de Rongeurs aux habitats. Enfin, en analysant la composition floristique et la structure diamétrique de quelques formations végétales de la réserve forestière de Masako, cette thèse apporte des informations actualisées sur l'évolution des communautés végétales au sein de l'écosystème Masako. Elle montre que les différences de régime des perturbations que subit la réserve, entraînent des différences dans la diversité floristique et la structure diamétrique des habitats en place et déterminent l'hétérogénéité structurale du paysage forestier de Masako.

8.2. Aspects méthodologiques

8.2.1. Usage des grilles de piégeages

Trois grilles rectangulaires et quatre grilles carrées formant respectivement le premier et le second dispositif, ont été utilisées dans le cadre de cette thèse en vue de répondre aux différentes hypothèses émises.

Les grilles rectangulaires ont été utilisées en vue de respecter la profondeur de la lisière (50 m pour cette étude) estimée sur base du pH du sol (Lokonda, 2007) et de la structure de la végétation (Meniko, 2010). Les grilles de piégeages carrées de 1 ha et des dimensions variables, sont par contre celles communément utilisées dans les études des peuplements de Rongeurs et des insectivores. A titre d'exemple, elles ont été utilisées au Canada (Borgault, 2008) ; aux Etats Unis (Barzee et al., 2012) ; au Nigéria (Happold, 1977) ; au Gabon (Duplantier, 1989) ; au Sénégal (Khalilou, 2002) ; en Namibie (Hoffman et Zeller, 2005) ; au Vietnam (Brown et al., 2005) ; en Tanzanie (Makundi et al., 2005) et en RD Congo dans la Réserve de Masako (Dudu, 1991 ; Mukinzi et al., 2005 ; Iyongo, 2008 ; Kennis, 2012 ; Amundala, 2013). L'usage d'une grille de piégeage carrée s'avère donc une méthode classique très appropriée à l'étude des petits Rongeurs (Lamotte et Bourlière, 1969 ; Jooste et Palmer, 1982 ; Dudu, 1991 ; Anderson et al., 2003 ; Wolf et Batzli, 2004) car les pièges y sont placés à égale distance de manière à couvrir uniformément une certaine surface et le ratio périmètre/surface y est plus petit (Borgault, 2008). Une distance régulière de 10 m entre les pièges placés le long des layons a été adoptée dans cette étude. Flowerdew (1976) a estimé qu'une distance régulière de 10 m à 15 m entre les pièges suffit à la récolte des petits Rongeurs de deux sexes sans que leurs sex-ratios ne soient biaisés tandis que Borgault (2008) affirme que pour les petits mammifères, une distance comprise entre 5 à 20 m est adéquate. Les choix des grilles de 1 ha et d'une équidistance de 10 m entre les pièges sont motivés par soucis de comparaison de nos résultats avec ceux de tous les auteurs ayant étudiés la faune de Rongeurs à Masako.

A l'opposé des grilles de piégeage, la méthode des transects ou le piégeage en lignes est également fort préféré pour l'étude des petits mammifères. Iyawc (1988) au Nigeria ; Leirs et al. (1990) en Tanzanie ; White (1994) au Gabon et Dudu (1991) dans la Réserve forestière de Masako (RD Congo) ont utilisés la méthode des transects pour la capture de Rongeurs. Boowers et Dooley (1993) ; Boowers et Dooley (1996) aux Etats Unis ; Dunstan et Fox (1996) en Australie, Manson et Stiles (1998) aux Etats Unis ; Malcolm et Ray (2000) en

République Centrafricaine ; Manson et al. (2001); Anderson et al. (2003) ; Nicolas (2003), Nicolas et al. (2003) au Gabon ; Wolf et Batzil (2004) aux Etats Unis ; Amundala et al. (2005) ; Katuala et al. (2005) et Katuala (2009) en RD Congo. D'autres auteurs tels que Chiarello (1999) et Barbosa et Marquet (2002), ont utilisé les transects pour l'étude des grands mammifères au Brésil et les coléoptères en Chili. Dudu (1991) ; Boowers et Dooley (1996) ; White et Edwards (2000) considèrent cette méthode comme celle de recensement la plus efficace pour les grandes zones de forêts pluviales africaines ; Wolf et Batzil (2004) affirment que c'est une méthode simple et pratique pour la recherche des espèces dans un biotope et permet une bonne estimation de leur abondance relative. Dunstan et Fox (1996) ; Chiarello (1999) ; Manson et al. (2001); Anderson et al. (2003) ajoutent que cette méthode permet une récolte aisée aussi bien des données que des informations visuelles concernant la topographie et la structure de la végétation. Cependant, elle présente l'inconvénient de ne pas utiliser toutes les observations du milieu en ne se limitant qu'à celles le long des transects.

Dans le cadre de cette thèse, les grilles de piégeage ont été préférées au piégeage en lignes/transects pour diverses raisons avancées plus haut mais aussi du fait que la connectivité d'habitats et l'affiliation des espèces de Rongeurs aux habitats ont été analysées. Des grilles installées de manière permanente et dans les habitats bien distincts étaient indispensables. Les grilles de 1 ha plutôt que des plus grandes ont été choisies du fait que l'étude prend en compte des habitats issus d'activités anthropiques (jachères et forêts secondaires) qui ne dépassent que rarement 2 ha.

8.2.2. Dispositifs expérimentaux

Deux dispositifs expérimentaux ont été utilisés en fonction des objectifs poursuivis et des résultats escomptés. Ainsi donc, le premier a été utilisé pour répondre aux différentes questions abordées dans le chapitre 4 des résultats alors que le second dispositif a permis d'apporter des réponses aux différentes préoccupations soulevées dans les chapitres 5, 6 et 7 (les détails sont fournis dans le chapitre 2 consacrée à la méthodologie).

Le premier dispositif a été utilisé en se référant à Iyongo et al. (2009a), Iyongo et al. (2009b) et Meniko (2010) alors que le second constitue l'une des particularités de cette étude. En effet, hormis Iyongo (2008) ; Meniko (2010) et Iyongo (2013), les études menées sur les populations de Rongeurs à Masako et dans les environs de Kisangani (Dudu et al., 1985 ; Dudu et Gevaerts, 1986, 1987 ; Dudu et al., 1989 ; Dudu, 1991 ; Dudu et al, 1997 ; Amundala et al., 2005 ; Katuala, 2005 ; Katuala et al., 2005 ; Mukinzi et al., 2005 ; Kennis et al., 2007 ;

Amundala et al., 2008 ; Katuala et al., 2008 ; Katuala, 2009 ; Kennis et al., 2011 ; Kennis, 2012 ; Amundala, 2013) ne prenaient pas en compte la dimension paysagère. L'hétérogénéité du paysage était considérée comme un biais qu'il fallait à tout prix éviter. Ainsi, les grilles de piégeage étaient installées de manière à ce qu'elles soient suffisamment éloignées les unes des autres afin d'éviter toute influence des grilles voisines au sein de l'habitat ou entre celles des habitats voisins. Dans la présente étude, trois habitats (jachère jeune, jachère vieille et forêt secondaire vieille) étaient spatialement connectés afin de mesurer le degré de connectivité fonctionnelle entre ces habitats pour une meilleure compréhension de la complexité du paysage. Les quatre habitats étudiés (JJ, JV, FS et FP) étaient choisis en tenant compte du gradient anthropique pour évaluer les réponses des espèces de Rongeurs aux divers changements liés à la fragmentation forestière à Masako.

Toutes les grilles ont été piégées de la même manière (même nombre des pièges par station et par grille, mêmes appâts utilisés, même disposition des pièges sur les layons) durant toute la période d'étude et dans les principaux habitats actuels de Masako (Jachère jeune, Jachère vieille, Forêt secondaire jeune et vieille, Lisière jachère-forêt secondaire jeune et Forêt primaire) qui ont tous été prospectés sur une superficie convenable (1 ha par habitat). C'est le plus grand mérite de notre échantillonnage. Sa faiblesse réside au fait qu'il manque des répliquas d'habitats dans l'espace. Cependant, cette faiblesse est compensée par la quantité des pièges à relever par jour (300 par la méthode de prélèvement dans les trois habitats du premier dispositif et 200 par la méthode écologique de capture-marquage-recapture dans deux habitats du second dispositif) durant les dix-sept sessions de captures dont cinq de dix jours (Mai-Août 2010) et douze de cinq jours (Février 2012-janvier 2013). En plus les répliquas constitués des mêmes types d'habitats, des mêmes âges ou presque et spatialement connectés, sont tout simplement impossible à retrouver dans un paysage soumis à différents régimes de perturbations tel que celui de Masako.

La zone de lisière étudiée (50 m de largeur) a été délimitée sur base de l'étude de Lokonda (2007) complétée par l'analyse de la structure de la végétation de la jachère à la forêt secondaire. Turner et al. (1993) et Walker et al. (2003) se sont basés sur la végétation pour déterminer les écotones, de même, Aligner (2010) s'est servi des structures des végétations pour déterminer les lisières forestières dans les bois fragmentés. La même méthodologie fut adoptée par Manson et al. (2001) et Anderson et al. (2003) dans leurs études de densité et de

distribution de Rongeur, pour déterminer la zone de lisière entre la forêt et les vieux champs d'une part et entre la lisière et l'intérieur de la forêt d'autre part.

8.2.3. Capture des Rongeurs : Modes de Piégeages

8.2.3.1. Types de pièges

Comme Dudu (1991) deux marques des pièges (les clapettes « *Rat-traps* » tuant les bêtes et les pièges « *Sherman live-traps* » capturant vifs les animaux) ont été utilisées pour l'étude des effets de lisière et d'anthropisation (**chapitre 2**) dans le premier dispositif durant 5 mois. Cette première expérience a permis de constater que les pièges « *Sherman* » permettent la récolte des plusieurs espèces de Rongeurs et Insectivores (Dudu, 1991), au même titre que les clapettes « *Rat-traps* ». Ils peuvent donc être utilisés sans craintes dans le cadre des études écologiques ne tuant pas les bêtes. Ainsi, pour les études de la structure démographique des populations de Rongeurs ainsi que celle de la mobilité et d'affiliation des espèces de Rongeurs aux habitats, et pour lesquelles la technique de capture-marquage-recapture a été employée, les pièges « *Sherman live-traps* » à captures vivantes ont été exclusivement utilisés dans tous les habitats durant 12 mois. Certains chercheurs ont aussi utilisé exclusivement les pièges capturant vif les bêtes tels que Dunstan et Fox (1996) avec « *Elliot live-traps* » ; Manson et Stiles (1998) ; Malcolm et Ray (2000) ; Anderson et al. (2003) et Kennis (2012) avec « *Sherman live-traps* » ; Mukinzi (2008) avec « *Pit-falls* ».

8.2.3.2. Appâts utilisés

Deux types d'appâts ont été utilisés dans le cadre de la présente thèse, toujours de la même manière et jamais les deux types à la fois. La pulpe de noix de palme seule et le mélange : pulpe de noix de palme, chikwangue à base de manioc et pâte d'arachides. Le premier appât (pulpe de noix de palme) a exclusivement été utilisé dans le premier dispositif pour l'étude des effets de lisière et d'anthropisation sur les populations de Rongeurs. C'est l'appât le plus utilisé dans le piégeage de Rongeurs en forêts tropicales et à Masako. Iyawe (1988) au Nigéria ; Duplantier (1989) et Nicolas (2003) au Gabon ; Dudu (1991), Amundala et al. (2005), Katuala et al. (2005), Mukinzi et al. (2005), Iyongo (2008), Iyongo et al. (2009a), Iyongo et al. (2009b), Meniko (2010), Kennis et al. (2011) et Kennis (2012) en RD Congo ; Barriere et Nicolas (2000) en République Centre Africaine. C'est un appât qui attire presque toutes les espèces (Nicolas, 2003) et convient bien au régime alimentaire de la majorité de Rongeurs forestiers de Masako. Il a l'avantage de résister aux attaques des fourmis, des coléoptères et d'autres invertébrés (Dudu, 1991).

Le second appât (celui du mélange) a par contre été utilisé dans le deuxième dispositif pour les autres études abordées au cours de cette thèse. Dudu (1991) a tenté le mélange de chikwangue avec la pâte d'arachides mais a dû abandonner à cause de sa décomposition rapide suite aux intempéries et à l'attraction des fourmis et coléoptères. Cependant, notre mélange avec ajout de la pulpe de noix de palme en quantité supérieure à la chikwangue et à la pâte d'arachides, avait le mérite de répondre à un régime alimentaire varié de Rongeurs et de rester intact (s'il n'est pas consommé) entre deux relevés soit un jour. Un remplacement de tous les appâts tous les jours au moment des relevés a été adopté comme mesure obligatoire pour éviter les aléas ci-haut mentionnés.

8.2.3.3. Disposition des pièges et durée de piégeage ou de session de captures

La disposition des pièges est reconnue comme un facteur très important dans le succès d'une campagne de capture (Borgault, 2008). Ainsi, les pièges disposés systématiquement les longs des layons et à égales distances (10 m) visaient à recouvrir de la même manière l'ensemble de l'habitat prospecté. Cette disposition nécessitait au moins 100 pièges par grille de 1 ha. La durée de capture fixée à dix jours pour l'étude des Rongeurs comme bio-indicateurs des effets de lisière et d'anthropisation du paysage à l'aide des « *rat-traps* » à captures mortes a été jugée une méthode très destructrice pour les populations de Rongeurs. Son amélioration dans les études suivantes à la réduction de la durée de piégeage à cinq jours par campagne et par habitat, couplée à la technique de capture-marquage-recapture (CMR) est une preuve que la conservation des espèces de Rongeurs à Masako est notre cheval de bataille. Cette réduction de durée est liée au fait que le CMR nécessite beaucoup plus de temps de relevé par piège pour le traitement de la bête vivante qui doit être manipulée avec délicatesse et relâchée par la suite sans être trop stressée. Le nombre d'habitats à explorer et le nombre des pièges à relever par jour sont autant d'éléments supplémentaires. Leirs et al. (1993) ; Makundi et al. (2005) et Odhiambo et al. (2005) ont organisé des sessions de capture de trois jours consécutifs pour les études de capture-marquage-recapture de Rongeurs en Tanzanie et au Kenya. Nous avons choisis cinq jours en se référant à Kennis (2012) et à Amundala (2013) qui a justifié cette durée par la densité relativement faible de Rongeurs, contrastée par une diversité spécifique trop élevée dans la région de Kisangani (Dudu, 1991 ; Katuala, 2005 ; Mukinzi et al., 2005 ; Katuala, 2009). Une durée de cinq jours par session de capture plutôt que de trois, augmenterait les effectifs de Rongeurs et rendrait le traitement statistique et l'interprétation des résultats plus aisée. Nous nous accordons avec Amundala (2013) pour signaler qu'un séjour prolongé de piégeage dans les études de CMR comporte certains désavantages parmi

lesquels : (i) l'augmentation du stress et de la fatigue dû aux captures et recaptures successives des bêtes avec comme conséquence l'augmentation du taux de mortalité dans les pièges ; (ii) la perte sensible de poids lors de ces captures successives qui influencerait négativement la mobilité individuelle et donc le déplacement journalier des bêtes ; (iii) favoriser le comportement d'habitation aux pièges.

8.2.3.4. Relevés des pièges et difficultés rencontrées

La réussite du CMR est sans nulle doute liée à la manière dont les bêtes sont manipulées et donc au temps minimal accordé à chaque relevé. C'est le moment le plus utile dans la phase de collecte des données de terrain d'autant plus qu'il influence en grande partie les résultats obtenus ; d'où toute l'importance lui accordé. Dans cette étude, 3 à 4 h étaient nécessaires pour relever tous les pièges dans une grille de 1 ha. Ce qui a obligé une rotation en série de deux habitats pour les cinq premiers jours et de deux autres pour les cinq jours restants, et même, la séparation de l'équipe de relevés avec celle de remplacement d'appâts. Avec un taux de réussite de capture de 1 piège sur 5, neuf à quinze minutes étaient nécessaires pour un relevé. Les relevés des pièges débutaient tôt le matin vers 7 h et pouvaient se terminer tard dans l'après-midi vers 13 h à 15 h voire plus en cas de problèmes d'intempéries. Cette situation n'était pas confortable pour les bêtes qui pouvaient durer plusieurs heures en état de captivité. Cependant nous n'avons pas eu d'autres choix en plus des mesures déjà prises.

8.2.4. Technique de CMR

La technique écologique de capture-marquage-recapture par *marquage individuel* (chaque individu est muni d'une marque unique ou code alphanumérique qui permet de l'identifier) à travers la méthode de *mutilations par amputations des phalanges* aux ciseaux et des captures et recaptures par piégeages a été utilisée. Le choix de cette technique est motivé par le fait qu'elle est facile à réaliser, peu traumatisante et cause peu d'effets négatifs sur la bête (Korn, 1989). Lorsqu'elle est bien faite, le sang ne coule pas et l'animal ressent moins de douleur. Kennis (2012) dans son étude de biodiversité de Rongeurs forestiers et de leurs adaptations aux changements d'habitats et Amundala (2013) dans son étude d'écologie des populations des Rongeurs dans une perspective de gestion des espèces nuisibles aux cultures, sont les seuls avant nous, à avoir utiliser cette technique dans la région de Kisangani. Les raisons apparentes pour lesquelles cette technique de CMR a longtemps été évitée seraient liées aux exigences de la technique, à la quantité de travail de terrain exigée et aux statistiques y afférentes.

8.2.5. Identification ADN des espèces du genre *Praomys* et *Hylomyscus* : Contraintes et problèmes

La combinaison des critères de la morphologie externe et le séquençage de l'ADN mitochondrial (Cytochrome *b*) des spécimens a permis la détermination spécifique des genres polyspécifiques et à espèces cryptiques présents dans la réserve (*Hylomyscus* et *Praomys*). L'extraction, l'amplification, la purification ainsi que l'alignement des séquences du Cytochrome *b* (Cytb) ont été réalisés à l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique (IRBSN) situé à Bruxelles. Le problème majeur rencontré à ce niveau est l'absence des laboratoires capables de réaliser ces analyses en RD Congo ; ce qui nécessite un coût important (expédition et frais d'analyses) et un temps d'attente conséquent (16 mois pour notre cas) avant de recevoir les résultats des analyses. Notons par ailleurs que même à ce jour le complexe *Praomys cf. jacksoni* est constitué du vrais *Praomys jacksoni* et d'une autre espèce *Praomys sp* qui serait probablement une nouvelle espèce dans la réserve forestière de Masako. Les analyses réalisées sur nos échantillons ne sont pas arrivées jusqu'à ce niveau de discrimination. Les résultats de ces analyses feront l'objet d'un travail ultérieur qu'on pourra effectuer en postdoc.

8.2.6. Quelques regards sur les statistiques appliquées

8.2.6.1. Indices de diversité, de similarité et d'équitabilité utilisés

Les indices de diversité de Simpson (D) et de Shannon Weaver (H), ceux d'équitabilité de Simpson (E) et de Pielou (J), de densité relative ou le succès de piégeage (T (%)) ; les coefficients de similarité Jaccard (C_j) et de Sørensen (C_s) ainsi que la Distance euclidienne (D_e) ; les richesses spécifique de Margalef (R_{Mg}) et de Meninick (I_M) utilisés dans différents cas dans le cadre de cette étude, sont tous des indices classiques couramment utilisés (Nicolas et al., 2003 ; Katuala et al., 2005 ; Mukinzi et al., 2005 ; Shimba, 2008 ; Iyongo, 2008 ; Kanguoja, 2009 ; Lisingo, 2009 ; Meniko, 2010 ; Kennis, 2012 ; Sabongo, 2015) et recommandés pour des études en botanique et en écologie (Maguran, 1988 ; Legendre et Legendre, 1998 ; Maguran, 2004 ; Dajoz, 2006, 2008). Ils conviennent donc pour caractériser la composition floristique et en faune de Rongeurs de nos habitats.

Les indices d'affiliation des espèces aux habitats, élaborés et proposés dans le cadre de cette thèse, sont des indices simples construites sur base des données classiques de CMR et faciles d'emploi. Ils représentent la part de notre contribution dans les outils d'analyse en écologie

de la conservation des espèces. Les abondances relatives de captures des espèces exprimées selon une catégorisation similaire à celle appliquée en Botanique (Dajoz, 2006 ; Katuala, 2009) ont été utilisées en raison de leurs pertinences et simplicités, afin de compléter les indices d'affiliation pour tirer des conclusions fiables.

8.2.6.2. Les tests statistiques

Le test *t* de Student a été utilisé pour comparer les moyennes des effectifs de captures de Rongeurs entre les habitats pris deux à deux afin de dégager l'effet de lisière mais aussi pour comparer les moyennes de leurs effectifs mensuels dans les habitats également pris deux à deux en vue de tester les réponses des espèces à l'hétérogénéité d'habitats (Chapitre 4). Ce test a déjà été utilisé par Meniko (2010) dans son étude de l'effet de lisière sur la distribution spatio-temporelle de Rongeurs à Masako. Iyongo (2008) a utilisé le test *U* de Mann Whitney qui est l'équivalent non paramétrique du test *t* à cause de la distribution non normale de ses données. Les tests de Chi-carré ont été utilisés en comparant les valeurs observées (1) aux valeurs attendues pour mesurer les différences d'abondances entre saisons pour l'ensemble des habitats et habitat par habitat; (2) aux valeurs théoriques suivant une distribution uniforme de 1/1 pour (a) analyser le sex-ratio global des 4 espèces étudiées; (b) tester l'effet saison sur le sex-ratio ; et enfin (c) comparer le sex-ratio observé de chaque espèce selon chaque habitat (Chapitre 5). Ce test de chi-carré a été tour à tour utilisé par Dudu (1991) à Masako ; Amundala et al. (2005) dans la région de Kisangani (y compris Masako) pour les études de la structure des populations de Rongeurs et par Iyongo et al. (2013) pour l'étude des effets de lisière et sex-ratio de Rongeurs à Masako. L'Anova à un facteur a été utilisé en vue de comparer sur plan de la composition floristique et en une fois, les quatre habitats du point de vue des abondances observées et des surfaces terrières calculées ; les tests de Fisher alpha ont servi à la suite d'Anova, à comparer les variances des habitats deux à deux afin de ressortir les différences entre ces habitats comparés. Les tests de Chi-carré de proportion ont été utilisés pour comparer les structures diamétriques des habitats étudiés. (Chapitre 7). Ces tests sont couramment utilisés, dans les mêmes contextes que le nôtre, dans plusieurs études écologiques effectuées dans divers peuplements forestiers de la région de Kisangani (Lisingo, 2009 ; Loris, 2009 ; Boyemba, 2011 ; Alongo, 2013 ; Sabongo, 2015). Le test de chi-carré d'association entre habitats a enfin été utilisé pour comparer les habitats deux à deux en composition spécifiques de Rongeurs (Chapitre 6). Notons que dans le contexte de similitude de peuplement, le test de chi-carré est moins souvent utilisé que les autres mesures. Cependant, nous nous accordons avec Causton (1988) qui estime qu'il est très instructif

d'utiliser chi-carré comme mesure d'association des espèces au même titre qu'une mesure de similarité.

Ce bref aperçu sur les statistiques appliquées au cours des différentes études relative à cette thèse, montre la part accordée à la statistique comme outil important d'aide à toutes les décisions prises. Il confirme que les choix des tests utilisés sont conformes aux analyses (réalisées avec les données appropriées) effectuées, et correspondent aux choix portés par plusieurs chercheurs dans des études similaires dans la région d'étude.

8.3. Résultats obtenus

8.3.1. Etude complète de Rongeurs capturés dans un contexte de fragmentation d'habitats

L'étude a conduit à une capture totale de 1310 individus appartenant à l'ordre de Rongeurs, aux sous ordres de Myomorpha et Sciuromorpha, aux familles de Gliridae et Nesomyidae, regroupés en 18 espèces différentes (Chapitre 3). A Masako, Dudu (1991) a capturé 28 espèces, Kennis (2012) a eu 14 espèces et Iyongo (2013) a obtenu 25 espèces. Ces différences de richesse spécifique peuvent être attribuées aux différences des périodes accordées aux captures, aux différentes techniques de piégeages utilisées et aux différences des certains types d'habitats étudiés.

Par ailleurs, la richesse spécifique élevée en faune de Rongeurs, constatée dans cette étude, est caractéristique des peuplements forestiers tropicaux et équatoriaux (Harison, 1969 ; Fleming, 1971 et 1973 ; Happold, 1977 ; Guillotin, 1981 et 1982 ; Duplantier, 1989 ; Dudu, 1991 ; Katuala, 2009 ; Meniko, 2010 ; Kennis, 2012 ; Iyongo, 2013).

8.3.2. Rongeurs comme bio-indicateurs

8.3.2.1. Rongeurs comme bio-indicateurs des effets d'anthropisation

Au cours de cette thèse, des différences d'abondance de captures, de diversité, d'équitabilité, de similarité, de sex-ratio, des classes d'âges, de mobilité spécifique au sein d'habitat et des affiliations des espèces de Rongeurs aux habitats, ont été observées entre certains habitats étudiés et entre les saisons (détails dans les chapitres concernés). Ces différences sont liées au fait que la fragmentation forestière que subit la réserve de Masako aboutit à la création à côté de la forêt primaire, des habitats divers tels que les différentes jachères (jeune, adulte et vieille), les forêts secondaires (jeune et vieille) et les différentes lisières qui existent entre ces habitats, qui influent de façons variées sur les populations de Rongeurs. On sait qu'en paysage

fortement anthropisé, la dynamique est plus complexe et imprévisible (Burel et Baudry, 1990). Aussi, la fragmentation induit des changements d'occupation du sol étant donné que si un écosystème est fragmenté, la composition du paysage connaîtra une dynamique, car les zones initialement couvertes par la forêt seront remplacées par une autre classe d'occupation du sol (Bogaert et Mahamane, 2005).

L'« effet saison » constaté tout au long de cette étude, sur le sex-ratio, la structure des classes d'âges et les effectifs de captures de Rongeurs, montre l'influence des activités anthropiques sur les populations de Rongeurs à Masako. L'intensification des activités anthropiques (agriculture sur brûlis, cueillette, chasse, ramassage, récolte des produits forestiers ligneux et non ligneux) en saison subsèche (Juakaly, 2007 ; Iyongo et al., 2012) à Masako entraîne en effet un déséquilibre prononcé sur le sex-ratio en faveur des mâles et sur la répartition des différentes classes d'âges de Rongeurs. Elle réduit sensiblement les effectifs de captures des espèces de Rongeurs pendant cette période.

L'aperçu général sur la systématique, la biologie et l'écologie de Rongeurs capturés a reconnu la présence de trois catégories d'espèces à Masako ; une espèce (*Mastomys natalensis*) très anthropophile (Duplantier, 1988 ; Odhiambo et al., 2005 ; Fichet-Calvet et al., 2007 ; Odhiambo et al., 2008), deux espèces (*Lemniscomys striatus* et *Oenomys hypoxanthus*) des savanes (Duplantier, 1989 ; Granjon et Duplantier, 2009), une espèce (*Nannomys cf. grata*) qui pourrait être désignée comme celle de savanes car proche de *Nannomys grata* et douze espèces (*Deomys ferrugineus*, *Graphiurus lorraineus*, *G. surdus*, *Hybomys cf. lunaris*, *Hylomyscus aeta*, *H. parvus*, *H. stella*, *Lophuromys dudui*, *Malacomys longipes*, *Praomys cf. jacksoni*, *P. misonnei* et *Stochomys longicaudatus*), caractéristiques des milieux forestiers divers (Dudu, 1991 ; Duplantier, 1989 et Happold, 1996). La présence de ces espèces anthropophiles et savanicoles est une preuve de la forte pression anthropique exercée sur la réserve de Masako.

Ces différentes observations, confirment que les Rongeurs réagissent aux divers changements liés aux activités anthropiques et peuvent servir des bons bio-indicateurs de l'anthropisation dans un paysage fragmenté.

8.3.2.2. Rongeurs comme bio-indicateurs des effets des lisières

Cinq facteurs au cours de notre étude ont permis de mieux cerner le rôle de Rongeurs comme bio-indicateurs des effets de lisière : (i) Les abondances de captures par habitat ; (ii) les

diversités des habitats ; (iii) les équitabilités au sein de chaque habitat ; (iv) les similarités des habitats et ; (v) les réponses des espèces de Rongeurs à l'hétérogénéité d'habitats.

En effet, la lisière a montré des différences d'abondance (effectif de captures) en composition de Rongeurs avec chacun des habitats adjacents et s'est révélée l'habitat le plus équitable et le plus diversifié que les milieux intérieurs. Cela pourrait signifier que la lisière, en fonction de l'abondance, de la diversité et d'équitabilité en faune de Rongeurs, peut être distinguée des habitats qu'elle sépare et constitue un habitat à part entière différent des habitats intérieurs. Ces différences d'abondance, de diversité et d'équitabilité entre les habitats intérieurs et leur zone de contact sont comprises comme « effet de lisière » et renseignent en même temps que l'abondance, la diversité et l'équitabilité peuvent être retenues comme des facteurs clés dans l'utilisation de Rongeurs comme bio-indicateurs des effets de lisière. Ces résultats confirment le fait que les lisières sont des entités complexes et multidimensionnelles qui diffèrent de façon marquée de l'intérieur des taches (Farina, 1998) et dans lesquelles se manifestent l'« effet de lisière » qui est à l'origine de différences de structure, de composition ou de fonction par rapport aux écosystèmes adjacents (Harper et al., 2005). La faible abondance observée en lisière par rapport aux habitats adjacents, indique que la lisière serait peut être perçue comme une discontinuité ou un gradient bien marqué (Dajoz, 2006) par la plupart d'espèces de Rongeurs à Masako, ou comme une zone de tension où les principales espèces des communautés adjacentes atteignent leurs limites (Clements, 1905), ou encore comme un « puits-écologique » où les espèces des habitats adjacents y disparaissent en plus grand nombre à cause de la forte prédation (Vanpeenne, 1998) due à la faible superficie caractérisant la zone de lisière, par rapport aux habitats qu'elle sépare, et facilitant le repérage des espèces proies par leurs prédateurs (Henshaw, 2006) ou finalement comme « piège écologique » à cause du taux de prédation et de parasitisme élevé en zone de lisière (Ries et Fagan, 2003). Les similarités d'au moins 50 % obtenues entre la lisière et chacun des habitats adjacents sur base du coefficient de Jaccard et les similarités intermédiaires observées en fonction de la distance euclidienne, indique que la lisière serait une zone de transition réunissant les conditions de ces deux habitats qu'elle sépare.

Sur au moins cinq espèces retenues en fonction de leurs abondances numériques, au moins deux (*Lophuromys dudui* et *Praomys spp*) se sont montrées sensibles aux « effets de lisière » alors que les trois autres (*Hybomys cf. lunaris*, *Hylomyscus spp* et *Stochomys longicaudatus*) n'ont pas descellées des « effets de lisière ». Notons que des effets de lisière ont été déjà mis en évidence chez les oiseaux (Imbeau et al., 2003), les papillons (Ries et sisk, 2010), les

coléoptères carabidés (Dajoz, 2006), les araignées (Pajunen et al., 1995) et les Rongeurs forestiers de Masako (Iyongo, 2008 ; Meniko, 2010 et Iyongo, 2013). Nos résultats confirment que la typologie de réponses des espèces à l'hétérogénéité d'habitats permet bien aux Rongeurs de jouer leur rôle des bio-indicateurs des effets de lisière. *L. dudui* a présenté une abondance dans la zone de lisière intermédiaire à celle des habitats adjacents, *Praomys spp* est apparu comme une espèce qui évite la lisière, *H. cf. lunaris* a semblé préférer la forêt secondaire jeune et enfin, *H. spp* et *S. longicaudatus* se sont montrées des espèces généralistes avec des abondances similaires entre les trois habitats. Ces résultats attestent pour cette étude de cas, qu'aucune espèce caractéristique de la lisière (espèce qui préfère la lisière) n'a été identifiée. Imbeau et al. (2003) chez les oiseaux et Ries et Sisk (2010) chez les papillons, ont aussi confirmé qu'il n'existe pas ou peu de réelle espèce de lisière, de même que Iyongo (2013) n'a pas trouvé de véritable espèce de lisière pour les Rongeurs à Masako. Toutefois, les lisières sont supposées accueillir des nombreuses espèces aussi bien animales que végétales qui y transitent ou y sont particulièrement fréquentes sans toutefois y être strictement inféodées (Delvingt, 1998).

Les différences des effets de lisière observées en fonction des facteurs et des espèces de Rongeurs considérés, permettent de décrire la lisière soit comme une zone intermédiaire aux habitats adjacents, soit comme un habitat à part entière bien distinct des ceux qu'elle sépare. Ces observations s'accordent à celles d'Aligner (2010) qui affirme que l'effet de lisière est variable selon les facteurs considérés, mais aussi selon les caractéristiques des lisières comme leur orientation, leur ancienneté et le type d'interface (Aligner, 2010). Elles s'accordent aussi à celles de Dajoz (2006) qui renseignent que la modification des grands écosystèmes tels que les massifs forestiers, en éléments de plus en plus petits et de plus en plus isolés les uns des autres, entraîne une hétérogénéité spatiale de plus en plus grande avec des effets de lisière de plus en plus nombreux. Nous concluons par affirmation aux vues des résultats obtenus que les Rongeurs sont des bons bio-indicateurs des « effets de lisière ».

8.3.3. Structure démographique

8.3.3.1. Sex-ratio sous l'influence de l'anthropisation

L'analyse du sex-ratio des espèces *Deomys ferrugineus*, *Hylomyscus stella*, *Lophuromys dudui* et *Praomys cf. jacksoni* telle qu'abordée dans le chapitre 5 des résultats a révélé plusieurs informations écologiques. Pour les quatre habitats réunis et pour les quatre espèces, les sex-ratios de tous les individus capturés sont significativement biaisés en faveur des mâles

pour l'ensemble des saisons et uniquement en saison subsèche mais pas en saison humide. Pour chacune des espèces étudiées, l'ensemble des captures obtenues des quatre habitats atteste à chaque fois d'un biais sex-ratio en faveur des mâles. Enfin, l'analyse du sex-ratio par espèce et par habitat indique des sex-ratios biaisés en faveur des mâles pour *D. ferrugineus* en forêt secondaire vieille (FS) ; pour *H. stella* en forêts primaire (FP) et secondaire vieille (FS) ; enfin, pour *L. dudu* et *P. cf. jacksoni* en jachère vieille (JV). Ces résultats sont conformes à ceux de beaucoup d'autres auteurs (Cross, 1977 ; Happold, 1977, Dudu, 1991, Happold, 1983, Dudu et al., 1997, Amundala et al., 2005 ; Katuala et al., 2005 ; Iyongo, 2013) qui ont observés des disparités de sexe pour certaines espèces de Rongeurs dans des écosystèmes forestiers tropicaux, mais à la seule différence que ces derniers avaient obtenus des différences numériques de sexe mais pas statistiques pour l'ensemble de captures réalisées. Ces différences de sexe en faveur des mâles sont généralement attribuées à la mobilité, aux domaines vitaux plus grands et à une grande compétitivité chez les mâles que chez leurs congénères (Duplantier, 1989 ; Dudu, 1991 ; Dajoz, 2006 ; Amundala et al., 2008) ; à la diminution des activités motrices chez les femelles en saison sèche correspondant à la période de reproduction, pour apporter le maximum des soins aux nouveaux nés et aux plus jeunes qui sont souvent nidicoles (Saint Girons, 1967 ; Amundala, 2013). Par ailleurs, il semble évident qu'une mortalité élevée des femelles adultes (surtout allaitantes) et des immatures pendant la saison subsèche correspondant à l'intensification d'activités agricoles, serait à la base de cette disparité de sexe à Masako.

Par ailleurs, le rapport numérique entre mâles et femelles est généralement proche de un à la naissance mais évolue ensuite en raison d'une mortalité différente des sexes (Dajoz, 2006). Ces variations du sex-ratio avec l'âge sont bien connues chez les mammifères et les oiseaux mais le mécanisme qui règle ces variations de sex-ratio est souvent mal connu (Dickman, 1988). Cependant il semble que certains mammifères sont capables d'ajuster leur sex-ratio en fonction des contraintes du milieu (Clutton-brock et Iason, 1986).

Nous pensons que les différentes situations observées sur le sex-ratio des espèces, nous permettent au stade actuel de supposer que les peuplements de Rongeurs à Masako sont dans leur ensemble, à majorité composés des mâles. Ce qui pourrait sous-entendre que ces peuplements se renouvellent lentement (Bourlière, 2009) que si s'était le contraire. Nous pensons également comme Clutton-brock et Iason (1986), que la différence statistique de sex-ratio global observée serait une probable adaptation des petits mammifères Rongeurs de Masako aux pertes et modifications d'habitats suite à la fragmentation accrue qu'elle subit.

8.3.3.2. Classes d'âges dans le contexte de fragmentation d'habitats

L'analyse des classes d'âges au cours de cette thèse a été abordée au chapitre 5 pour quatre espèces (*Deomys ferrugineus*, *Hylomyscus stella*, *Lophuromys dudui* et *Praomys cf. jacksoni*) jugées abondantes et révèle en général, une présence presque régulière de toutes les trois classes d'âge (immatures, sub-adultes et adultes) dans chaque habitat et au courant de l'année. Toutefois, à l'exception de *P. cf. jacksoni* qui présente toutes les classes d'âges pour les deux sexes et dans les quatre habitats, une ou deux classes d'âges manquent pour les espèces *D. ferrugineus*, *H. stella* et *L. dudui* pour l'un des sexes et dans certains habitats. Plusieurs auteurs considèrent cette présence régulière de la majorité de classes d'âges comme une expression de la stabilité de la structure des populations de Rongeurs en place (Dudu, 1991 ; Duplantier, 1989 ; Amundala et al., 2005 et Katuala et al., 2005) résultant probablement d'une reproduction continue (Dudu, 1991) suite à une prépondérance des sub-adultes et à la reproduction des jeunes dès la maturité sexuelle (Happold, 1974, 1977), occasionnant une entrée régulière des immatures qui assurent le renouvellement des individus de chaque classe d'âges (Dudu, 1991). A Masako et dans la région de Kisangani, les auteurs s'accordent en affirmant que la reproduction de Rongeurs est continue tout au long de l'année, conséquence de l'absence d'une véritable saison sèche (Dudu, 1991 ; Dudu et al., 1997 ; Amundala et al., 2005 ; Katuala et al., 2005).

Cependant l'effet saison sur la structure de classes d'âges s'est manifesté par l'absence de beaucoup de classes d'âges (particulièrement les femelles adultes et les immatures), avec diminution des effectifs, en saison subsèche comparativement à la saison de pluie. La réduction des activités motrices des femelles adultes, probablement allaitantes en cette période de reproduction, pour apporter des soins aux nouveaux nés et aux plus jeunes qui ne s'éloignent pas souvent des nids (Saint Girons, 1967 ; Amundala, 2013) ainsi que l'intensification des perturbations anthropiques, en sont les principales causes. En effet, il ne sera pas idiot de penser que l'intensification d'ouvertures et d'installations des nouveaux champs en saison subsèche, par la pratique de l'agriculture itinérante sur abatis brûlis, principal mode culturelle des populations riveraines de la réserve de Masako (Kennis, 2012), serait à la base de la diminution sensible des effectifs des immatures et des femelles adultes qui sont particulièrement peu mobiles en cette période.

L'effet saison constaté ajouté au fait que trois espèces sur les quatre étudiées n'avait pas réunies toutes les 3 classes d'âges pour les deux sexes et dans les quatre habitats étudiés,

laisse penser à une dynamique, sous l'influence de l'anthropisation, dans la structure de classes d'âges.

En somme, l'examen global de la structure démographique (sex-ratio et structure des classes d'âges) des populations de Rongeurs à Masako, telle que observée au cours de la présente étude, indique une relative instabilité de structure de classes d'âges et un renouvellement lent de ces populations à majorité constituées des mâles. Ce qui porte à croire qu'on assisterait à une dynamique négative de la structure démographique des populations de Rongeurs à cause de la fragmentation non contrôlée du paysage forestier de Masako. Car la configuration d'un paysage, en termes d'usage de terre, de types et de quantité d'éléments paysagers, a une influence sur la dynamique des populations et structures de communautés (Taylor et al, 2006).

8.3.4. Mobilité de Rongeurs en rapport avec la connectivité d'habitats

8.3.4.1. Quel type de métapopulation de Rongeurs à Masako ?

Le paysage fragmenté de Masako se présente actuellement sous d'une mosaïque forestière constituée des habitats divers allant de la jachère jeune à la forêt primaire en passant par les jachères adulte et vieille ainsi que les forêts secondaire jeune et vieille comme le démontre cette thèse. Ces habitats riches en faune de Rongeurs et connectés entre eux, abritent un nombre non négligeable d'espèces qui sont présentes dans tous les habitats et ne se différencient que par la présence des espèces rares ou inféodées à chacun des milieux étudiés. Ceci laisse apparaître qu'on serait en face des métapopulations de Rongeurs à Masako, caractéristiques générales des espèces dans un paysage fragmenté (Dajoz, 2006 ; Andrade et al., 2010), constituées d'un ensemble des sous populations plus ou moins interconnectées par des individus qui se dispersent (Hanski, 1991 ; Kindlmann et al., 2005). Ce sont des métapopulations fortement fragmentées vu le faible taux de connectivité détectée.

La réserve de Masako était jadis entièrement occupée par la forêt primaire à *Gilbertiodendron dewevrei*. Les autres habitats actuels résultent d'abord du déboisement opéré entre 1948 et 1953 pour implantation des essences commerciales (Dudu, 1991), ensuite des pressions anthropiques diverses actuellement de plus en plus grandissantes qui ont transformé le paysage en mosaïque forestière. La forêt primaire restante qui est un vestige de 10 à 15 Km² environ (Kennis, 2012), constitue la matrice du paysage à côté des différentes taches d'habitats qui apparaissent et disparaissent. Tout cela nous indique que les métapopulations de Rongeurs à Masako correspondraient au modèle de *Boorman et Levit* (Boorman et Levitt, 1973), où la forêt primaire (aire principale importante) héberge des populations permanentes

qui servent de source aux habitats périphériques plus réduits en taille dans lesquels les sous-populations s'éteignent et recolonisent en permanence par immigration (Levins, 1970 ; Dajoz, 2006). D'où l'importance de préserver la forêt primaire pour la survie des populations (sous populations) de Rongeurs de Masako.

8.3.4.2. Connectivité biologique de Rongeurs à Masako pour quelles informations écologiques ?

Une connectivité biologique ou fonctionnelle (flux d'individus entre habitats) relativement faible (5.75 %) a été observée à travers les espèces *Deomys ferrugineus* (2.04 %), *Hybomys cf. lunaris* (3.33 %), *Praomys cf. jacksoni* (5.74 %) et *P. misonnei* (2.08) mobiles entre les quatre habitats étudiés mais beaucoup plus entre les trois habitats spatialement connectés (Jachère jeune, jachère vieille et forêt secondaire vieille). Cette connectivité biologique atteste en premier lieu, que toutes les espèces de Rongeurs ne répondraient pas actuellement de la même manière à la structure du paysage (Merriam, 1984 ; Taylor et al., 1993 ; Dajoz, 2006) de la réserve de Masako, définie au sens de Risser et al. (1983) et Forman (1995), comme une mosaïque l'hétérogène. Quatre espèces seulement sur les 15 capturées ont pu être recapturés au moins une fois dans au moins un des habitats voisins. De ces quatre espèces mobiles entre les habitats, *Praomys cf. jacksoni* vient en première position avec le taux de connectivité le plus élevé suivi de *Hybomys cf. lunaris* puis viennent enfin *P. misonnei* et *Deomys ferrugineus*. Cette connectivité indique en deuxième lieu que la mosaïque forestière que forme le paysage de Masako serait constituée des habitats de faible perméabilité à rugosité ou viscosité élevée qui font que ces habitats proches spatialement sont en réalité éloignés du point de vue de la connectivité (Dajoz, 2006). En troisième lieu, on retiendra que cette faible connectivité observée serait fortement influencée par la présence des lisières de plus en plus nombreuses et de plus en plus diversifiées, perçues par les espèces de Rongeurs comme des discontinuités (Dajoz, 2006) défavorables aux mouvements des individus dans l'écosystème fragmenté de Masako. Cela est d'autant plus vrai que le choix de la tache ou habitat, traduit la réponse d'un individu à la rencontre d'une lisière, et détermine ainsi la probabilité d'entrer dans une tache adjacente. La modification des massifs forestiers (tel que celui de Masako) en plusieurs taches de plus en plus petits, contrairement à l'habitat original (Fahrig, 2003), engendre une hétérogénéité spatiale (Forman, 1995b ; Wiens, 1995) plus grande avec des effets de lisière de plus en plus nombreux (Dajoz, 2006) et qui s'accroissent (Clergeau et Désiré, 1999). Les changements d'occupation des sols dus à la fragmentation forestière, tend à accroître les lisières dans les paysages ruraux (Aligner, 2010) et engendrent des conséquences

sur les processus biologiques (dispersion, établissement et persistance) à l'origine de la présence d'une espèce (Verheyen et al., 2003). Enfin, cette connectivité fonctionnelle pourrait renseigner en quatrième lieu, que les populations ou mieux les sous populations de Rongeurs vivants à Masako, ne sont pas des isolats (populations isolées les unes des autres), ni des larges populations continues (populations avec échanges nombreux et constants), mais plutôt des populations plus ou moins fortement fragmentées.

A l'issue de ces différentes observations et étant donné que les populations de Rongeurs à Masako évolueraient actuellement sous forme des métapopulations, une connectivité biologique élevée, grâce aux flux et mouvements individuels entre les sous-populations, demeure le facteur prépondérant pour la persistance de ces populations (Retho et al, 2008) à l'échelle du paysage. Elle permettra le maintien de la diversité génétique, la préservation des populations et leur rétablissement (Hanski, 1998). La fragmentation continue du paysage, phénomène qui s'empire sur l'écosystème forêt de Masako, ne s'aurait rendre cela possible mais entraînerait par contre des effets contraires (négatifs) sur la survie des populations de Rongeurs.

8.3.5. Affiliation des espèces de Rongeurs aux habitats

Six espèces (*Deomys ferrugineus* ; *Hybomys cf. lunaris* ; *Hylomyscus stella* ; *Lophuromys dudui* ; *Nannomys cf. grata* ; *Praomys cf. jacksoni* et *P. misonnei*) parmi les plus capturées durant notre étude, ont été affiliées aux quatre habitats (forêt primaire, forêt secondaire vieille, jachère vieille et jachère jeune) étudiés à l'aide de quatre indices d'affiliation proposés dans cette thèse (chapitre 6). Ces affiliations révèlent que :

En forêt primaire, les espèces *P. cf. jacksoni* et *P. misonnei* y sont hautement ou fortement affiliées ; *D. ferrugineus* et *H. stella* y sont affiliés et enfin *L. dudui* n'y est pas affilié. Au niveau de la forêt secondaire vieille, les espèces hautement affiliées sont *P. cf. jacksoni* et *P. misonnei*, celles affiliées sont *D. ferrugineus* et *H. cf. lunaris* et celles qui y sont relativement affiliées sont *H. stella* et *L. dudui*. Dans la jachère vieille *L. dudui*, *P. cf. jacksoni* et *P. misonnei* sont reconnus comme des espèces qui sont affiliées à cet habitat ; *D. ferrugineus* et *H. cf. lunaris* comme celles qui sont relativement affiliées à cet habitat et *H. stella* comme celle qui n'est pas affiliée à cet habitat. Pour la jachère jeune *H. stella* et *N. cf. grata* y sont hautement affiliées ; *L. dudui* et *P. cf. jacksoni* sont celles affiliées à l'habitat ; *P. misonnei* est celle relativement affiliée à l'habitat tandis que *H. cf. lunaris* est celle qui n'est pas affiliée à cet habitat.

Ces résultats sont conformes pour *D. ferrugineus* à celui de Duplantier (1989) et Kennis (2012) en forêt primaire ; à ceux de Duplantier (1989), Dudu (1991), Iyongo et al. (2009b) et Meniko (2010) en forêt secondaire et à ceux de Dudu (1991) et Meniko (2010) en ce qui concerne les jachères. L'affiliation de l'espèce est inverse au gradient anthropique car elle diminue de la forêt primaire à la jachère vieille, en passant par la forêt secondaire, et s'annule en jachère jeune. Pour *H. cf. lunaris*, nos résultats sont similaires à ceux de Dudu (1991) et Meniko (2010) en forêt secondaire ; à ceux de Iyongo et al. (2009b) en jachères et à ceux de Dudu (1991), Kennis (2012) et Iyongo (2013) qui n'ont obtenu aucune affiliation de l'espèce à la forêt primaire de Masako. Elle serait donc une espèce typique des formations végétales intermédiaires (forêts secondaire et jachère vieilles). Pour *H. stella* les résultats obtenus concordent avec ceux de Duplantier (1982) en forêt primaire tropicale au Gabon, Dudu (1991) et Kennis (2012) en forêts primaires, secondaires et en jachères de Masako (RD Congo) qui ont indiqués des abondances élevées de l'espèce dans tous ces habitats (espèce ubiquiste). Ils diffèrent un tout petit peu au niveau des jachères où nous avons constatés que l'espèce est fortement affiliée à la jachère jeune mais n'est pas affiliée à la jachère vieille. Cela est lié au fait que les auteurs précités n'avaient pas eu le soin de distinguer différents types des jachères qu'ils ont étudiés. En ce qui concerne *L. dudui*, nos résultats concordent avec ceux d'autres auteurs en forêt secondaire (Dudu, 1991) et en jachères (Katsuva, 1986 ; Dudu, 1991 ; Meniko, 2010). Ils confirment aux vues des études menées à Masako que l'espèce est affiliée aux habitats anthropisés. Cette affiliation est proportionnelle au gradient anthropique par le fait qu'il décroît de la forêt secondaire vieille à la jachère jeune en passant par la jachère vieille. Pour *N. cf. grata* Rahm (1966), Dudu (1991) et Kennis (2012) ont signalés comme nous que l'espèce est affiliée aux jachères. Nous pensons que l'absence de la moindre capture dans les forêts primaire et secondaire vieille étudiées et les quelques rares individus obtenus en jachère vieille contre une forte affiliation de l'espèce en jachère jeune, s'accordent avec Papillon et al. (2006) ; Kan Kouassi et al., 2008 ; Amundala et al., 2008 ; Granjon et Duplantier (2009), qui qualifient *N. cf. grata* comme une espèce des savanes, des champs de cultures, des villages dans les maisons et des habitats périurbains. Quant à *P. cf. jacksoni*, nos observations se marient à celles de Kennis (2012) en forêt primaire et de Dudu (1991) ; Iyongo et al. (2009b) et Meniko (2010) en forêts secondaire et en jachères. L'espèce est la plus ubiquiste des espèces capturées dans la réserve forestière de Masako. Dudu et Gaevaerts (1987) avaient constatés que l'espèce était abondante partout à Masako. Enfin pour *P. misonnei*, nos résultats se rapprochent de ceux de Kennis (2012) en forêt primaire et de Dudu (1991) en forêt secondaire. Ils s'éloignent en partie de ceux de ces deux auteurs qui estiment

que l'espèce fréquente bien les jachères alors que nos résultats indiquent que l'espèce est affiliée à la jachère vieille et est relativement affiliée à la jachère jeune. Ce qui fait d'elle une troisième espèce ubiquiste à Masako. Le mélange des divers types de jachères évoqué ci haut en serait sans doute l'explication.

Nous pensons en définitive, que l'utilisation des habitats distincts, suivis de la même manière pendant un temps relativement long (12 mois), couplée à l'usage de plusieurs indicateurs, donnent plus de poids à nos affiliations aux habitats pour les espèces étudiées comparativement à nos prédécesseurs.

8.3.6. Composition floristique et structure diamétrique des habitats sous l'influence de l'anthropisation

Dudu et Gevaerts (1987) et Dudu (1991) signalent que la composition et la structure de la végétation influencent fortement le choix des micromammifères, de leur habitat et de celui de leur nid ou gîte. Ce dernier affirme que la végétation joue un rôle important dans les communautés d'Insectivores et des Rongeurs. Anderson et al. (2003) ont décrit la végétation de leur zone d'étude pour apprécier le lien entre la densité et la distribution de la souris à pattes blanches *Peromyscus leucopus*. Malcolm et Ray (2000) ont également décrit la végétation de la forêt à *Gilbertiodendron dewevrei* ainsi que les espèces accompagnatrices dans leur étude sur les Rongeurs en République Centre Africaine.

Cette étude sur les populations de Rongeurs dans un écosystème fragmenté, s'est aussi proposé de caractériser la composition floristique et les structures diamétriques des différents habitats de sa zone d'étude.

8.3.6.1. Composition floristique

La fragmentation de l'écosystème forestier de Masako, a abouti à la réduction sensible de la forêt primaire, jadis principale formation forestière occupant la totalité de sa superficie, et à la création des divers autres habitats (forêt secondaire jeune et vieille, jachère jeune, adulte et vieille ainsi que des champs de cultures) à composition floristique variée formant une mosaïque forestière. En effet, la mise en culture continue des sols forestiers entraîne la réduction de la densité du couvert ligneux (Aubreville, 1947 cité par Sounon, 2001), la modification de la composition floristique (Pourtier, 1992 ; Nault, 1996) et en espèces de chaque habitats (Percboom, 2006) ainsi que de la structure spatiale du paysage initiale (Groves, 1998) par une rupture dans la continuité des habitats (Burel et Baudry, 2003).

L'analyse floristique des différents habitats a révélé que la famille de Leguminosae (Caesalpinaceae et Mimosaceae) est celle qui structure la flore arborée de la réserve forestière de Masako. La famille de Leguminosae est reconnue par plusieurs auteurs comme la famille la plus riche en espèces dans les forêts tropicales en générale et dans divers peuplements forestiers des environs de Kisangani (Lebrun et Gilbert 1954, Evrard, 1968, Schnell, 1971, Lubini, 1982 ; Lcjoyly, 1996 ; Sonke, 1998 ; Doucet, 2003 ; Shimba, 2008 ; Loris, 2009 ; Lisingo, 2009 ; Meniko et al., 2011 ; Ibanda, 2012 ; Lingofu, 2012 ; Alongo, 2013).

Des différences de diversité et de richesse en espèces ont été constatées entre les habitats étudiés. L'hétérogénéité constatée dans la diversité floristique des peuplements étudiés est fonction de l'ampleur des perturbations subit (Fournier et al., 2002 ; Cordonnier, 2004). Les grandes dissimilarités ont été observées entre la jachère jeune et les forêts (primaire et secondaire) alors que les similarités intermédiaires sont à chaque fois notées entre la jachère vieille et les autres habitats. Les raisons apparentes seraient que (i) la jachère vieille est une formation de stade intermédiaire constituée à la fois des espèces de jachères et des forêts (Lubini, 1982) ; (ii) la jachère jeune est une formation jeune constituée à majorité d'herbes vivaces à comportement grégaire (Lubini, 1982) et d'arbustes ainsi que d'espèces ligneuses caractéristiques le différenciant des forêts qui sont des formations âgées constituées essentiellement d'espèces ligneuses d'âges et des tailles différentes (Anonyme, 1983) formant généralement un massif. La plus grande similarité s'obtient entre la forêt primaire et la forêt secondaire probablement parce que ce sont des formations végétales proches et qui se succèdent.

8.3.6.2. Surface terrière et densité

Les surfaces terrières et les densités sont différentes entre les habitats étudiés. Ces différences de surface terrière, seraient dues aux variations de densités, de tailles et de grosseurs des arbres au sein de chaque habitat. Ung et al. (1997) ; Zobel et Van Buijtenen (1989) et Raulier et al. (1996) ont trouvé comme nous des différences en termes de surface terrière entre la forêt primaire et les jeunes et vieilles forêts secondaires. Les surfaces terrières obtenues dans les différents biotopes sont comprises dans les limites des fourchettes des forêts denses tropicales humides (Mosango, 1990 ; Pascal, 2003).

8.3.6.3. Structures diamétriques

Les distributions des arbres par classes de diamètres (structures diamétriques) des différents peuplements forestiers étudiés se présentent toutes en forme de j inversé (exponentielle décroissante) typique des peuplements des milieux forestiers tropicaux naturels (Doucet, 2003), dénotant une régénération dans le temps. Ces structures sont caractérisées, comme le décrit Alongo (2013), par un grand nombre de petits individus, un petit nombre d'individus de gros diamètres et une réduction régulière des effectifs des individus d'une classe de diamètre inférieure à une classe de diamètre immédiatement supérieure (Figure 7.3). Cette réduction en nombre des individus de grande taille par rapport à ceux de petite taille, paraît conforme aux observations des nombreux auteurs dans les forêts d'Afrique (Hunhyet, 2000 ; Hessou, 2003 ; Boyemba, 2011). Les différences de contributions des classes de diamètres dans la structure de chaque habitat expliquent les différences des structures diamétriques constatées entre les habitats. Des différences de structures diamétriques ont aussi été observées entre quelques peuplements forestiers avec et sans *Pericopsis elata* dans la réserve de la Yoko (Boyemba, 2011).

8.3.7. Importance de la forêt primaire de Masako pour la faune de Rongeurs

Au cours de cette thèse, contrairement à Dudu (1991) et Iyongo (2013), il a été observé que la forêt primaire abritait une faune de Rongeurs aussi abondante, riche et diversifiée que les jachères et les forêts secondaires (habitats majoritaires) à Masako. Cela corrobore les observations de Kennis (2012) qui n'a pas trouvé des différences significatives d'abondance et de diversité en composition de Rongeurs entre les forêts primaires et les jachères à Masako. Ce qui indiquerait que la forêt primaire comparée à d'autres habitats de la réserve, n'est pas un habitat de faible qualité en faune de Rongeurs. Les faibles abondances de captures obtenues par Dudu (1991) et Iyongo (2013) sous forêt primaire, pourraient être attribuées aux pièges utilisés (clapettes « *Victor* » et « *Lucifer* ») qui sont le plus souvent déclenchées par les feuilles mortes et brindilles qui tombent de gros arbres. Mais aussi par un comportement de rejet de pièges par les Rongeurs du au spectacle macabre qu'offre ces genres de pièges lors de la capture des bêtes dont les cadres sont étalés au vu et au su des autres.

Les données de captures et recaptures des individus montrent que les mobilités les plus élevées sont obtenues en forêts (primaire et secondaire) par rapport aux jachères (Tableau 6.1). On note pour la forêt primaire que 78 % des individus capturés ont été recapturés avec 80 % de recaptures sur l'ensemble des captures réalisées ; pour la forêt secondaire 68 % et 77

% ; pour la jachère vieille 58 % et 67 % et pour la jachère jeune 51 % et 66 %, dans les deux cas. Ce degré de mobilité est inversement proportionnel au gradient anthropique car elle baisse de la forêt primaire à la jachère jeune en passant par la forêt secondaire et la jachère vieille. Une telle mobilité en forêt primaire comparativement aux autres habitats porte à croire qu'elle est le milieu privilégié pour beaucoup d'espèces de Rongeurs en leur offrant une meilleure possibilité de partage de niche écologique, de récréation, de recherche des partenaires sexuels, d'abris voire de nourriture, étant donné le régime frugivore de la plupart d'espèces de Rongeurs de Masako.

L'étude a aussi montré aux chapitres 5 et 6, l'importance de la forêt primaire (matrice englobante du paysage) pour le maintien des métapopulations de Rongeurs de Masako. En effet, le modèle « *Boorman et Levitt* » (Boorman et Levitt, 1973) qualifié de « *mainland-island* » (Dajoz, 2006) ou de « *continent-îles* » (Paillat et Butet, 1994) est le type de métapopulation supposé pour les populations de Rongeurs de Masako et dans lequel, la forêt primaire (réservoir potentiel) est indiquée comme la principale aire hébergeant des populations permanentes qui assurent le renouvellement des sous populations dans les taches d'habitats périphériques par des processus de dispersion et de colonisation.

Les trois raisons sus-évoquées illustrent bien le rôle que joue la forêt primaire au sein de la mosaïque forestière de Masako et mettent en exergue l'importance de cet habitat pour la faune de Rongeurs.

8.3.8. Les différentes conclusions des études antérieures et notre étude

Tableau 8.1 : Comparaisons des différentes conclusions des études antérieures sur les Rongeurs à Masako avec les nôtres. Les comparaisons effectuées ci-dessous ne concernent que des résultats des analyses de même tendance. Les autres résultats spécifiques à cette thèse ne sont pas insérés dans le tableau.

Indicateurs	Différentes études réalisées à Masako			
	Dudu (1991)	Kennis (2012)	Iyongo (2013)	Meniko (2015)
Durée d'étude	36 mois	24 mois	36 mois	17 mois
Habitats étudiés	jachères et forêts secondaires des types variés et forêt primaire (3 mois) et habitats ripicoles	Jachère et forêt primaire	jachère, forêt secondaire; lisière jachère- forêt secondaire et forêt primaire	jachère jeune; adulte et vieille; forêt secondaire jeune et vieille et forêt primaire
Pièges utilisés et nombre	Pièges " <i>Victor</i> " essentiellement à raison de 200 pièges par grille de 1 ha dont deux par stations. 6 à pièges " <i>Sherman</i> " utilisés les 3 derniers à raison de 20 par habitat	" <i>Sherman</i> "; " <i>Victor</i> " et " <i>Museum snap trap</i> " 100 pièges par grille de 1 ha	« <i>Lucifer rat-traps</i> » essentiellement et quelques pièges " <i>Sherman</i> "	Mélange pièges « <i>Lucifer</i> » et « <i>Sherman</i> » à raison de 100 par grille de 1 ha dans 3 habitats pendant 5 mois. Pièges " <i>Sherman</i> " à raison de 100 pièges par grille de 1 ha dans 4 grilles pendant 12 mois
Nombre de nuits pièges/grille		14 500	12 400	5578

Dispositif de piégeage	Grilles (1 ha chacune) et lignes de piégeage	Grilles de piégeage (1 ha chacune)	Grilles de piégeage (1 ha chacune)	Grilles de piégeage (1 ha chacune)
Technique de piégeage	Prélèvement par captures mortes	capture-marquage-recapture	Prélèvement par captures mortes	Prélèvement par captures mortes (Mai-Aout 2010) et capture-marquage-recapture (Février 2012-janvier 2013)
Nombre d'espèces capturées	28	14	25	18
Abondances de captures	3580	672	3373	1310
Effets de lisière			Les réponses de six espèces face aux effets de lisière a été obtenue. <i>H. cf. lunaris</i> et <i>P. cf. jacksoni</i> (type II), ainsi que <i>L. dudui</i> (type III) ont été sensibles aux effets de lisière. <i>H. stella</i> et <i>S. longicaudatus</i> (Type I) n'ont pas été sensibles aux effets de lisière. Aucune espèce de lisière détectée	L'étude a testé la réponse de cinq espèces (<i>H. cf. lunaris</i> , <i>Hylomyscus spp</i> , <i>L. dudui</i> , <i>Praomys spp</i> et <i>S. longicaudatus</i>) à l'hétérogénéité d'habitats : deux espèces seulement (<i>L. dudui</i> et <i>P. spp</i>) sur les cinq ont été sensibles aux effets de lisière. Aucune espèce identifiée comme "espèce de lisière".

<p>Sex-ratio par espèce</p>	<p>Abondances numériques de captures en faveur des mâles sans différences statistiques. Pour <i>D. ferrugineus</i> et <i>P. jacksoni</i> de sex-ratios biaisés en faveur des mâles indiqués en jachères et forêts secondaire mais pas en milieux ripicoles et e forêt primaire; pour <i>H. stella</i> des biais sex-ratio s'observent en jachères, forêts secondaires et milieux ripicoles mais pas en forêt primaire. Enfin pour <i>L. dudui</i> les sex-ratios sont proches de 1 dans les 4 biotopes étudiés.</p>		<p>Abondances numériques de captures en faveur des mâles sans différences statistiques. Pour les quatre espèces de comparaison, l'auteur obtient un biais sex-ratio pour <i>H. stella</i> en jachère. Des sex-ratios de parité sont indiqués pour <i>D. ferrugineus</i>, <i>Praomys cf. jacksoni</i> et <i>H. stella</i> en jachère, forêt secondaire et leur zone de lisière mais aussi pour <i>H. stella</i> en jachère</p>	<p>Globalement un biais sex-ratio en faveur des mâles a été obtenu. Le sex-ratio statistiquement différent de la parité a été obtenu pour <i>D. ferrugineus</i> en forêt secondaire, pour <i>H. stella</i> en forêts primaire et secondaire, enfin pour <i>L. dudui</i> et <i>P. cf. jacksoni</i> en jachère vieille.</p>
-----------------------------	---	--	---	---

<p>Structure de classes d'âges par espèce</p>	<p>Pour les quatre espèces, la structure des classes d'âges est généralement équilibrée. Les trois classes d'âges sont régulièrement présentes avec un bon nombre des représentants pendant toute l'année.</p>		<p>Structure de classes d'âges stable dans les trois habitats. Présence permanente des individus de trois classes d'âges durant toutes les périodes d'observation.</p>	<p>La structure des classes d'âges des espèces <i>D. ferrugineus</i>, <i>H. stella</i>, <i>L. dudui</i> et <i>P. cf. jacksoni</i> est généralement stable en saison de pluie avec présence régulière des trois classes d'âges et devient relativement déséquilibré en saison subsèche avec des classes qui manquent ou sont présentes mais avec effectifs sensiblement réduits.</p>
---	--	--	--	---

<p>Affiliation des espèces aux habitats</p>	<p><i>D. ferrugineus</i>, <i>L. dudui</i> et <i>P. cf. jacksoni</i> affiliés aux jachères et forêts secondaires ; <i>H. cf. lunaris</i> affilié aux forêts secondaires, <i>H. stella</i> affilié aux jachères, forêts secondaires et milieux ripicoles, <i>N. cf. grata</i> affilié aux jachères et enfin <i>P. misonnei</i> affilié aux forêts secondaires mais fréquente aussi les jachères.</p>	<p><i>D. ferrugineus</i> est affilié à la forêt primaire, <i>H. stella</i> est affilié à la jachère et à la forêt primaire, <i>N. cf. grata</i> à la jachère, <i>P. cf. jacksoni</i> à la jachère et la forêt primaire et <i>P. misonnei</i> à la forêt primaire et est présente en jachère.</p>	<p>L'auteur note des affiliations suivantes : <i>D. ferrugineus</i>: forêt secondaire ; <i>H. cf. lunaris</i> : jachère ; <i>H. stella</i> : jachère ; <i>P. cf. jacksoni</i> : jachère et forêt secondaire.</p>	<p>Les affiliations suivantes sont obtenues : <i>D. ferrugineus</i> est une espèce affiliée aux forêts primaire et secondaire et relativement affiliée à la jachère vieille ; <i>H. cf. lunaris</i> est affilié à la forêt secondaire, relativement affilié à la jachère vieille et pas affilié à la jachère jeune ; <i>H. stella</i> est hautement affilié à la jachère jeune, affilié à la forêt primaire, relativement affilié à la forêt secondaire et n'est pas affilié à la jachère vieille ; <i>L. dudui</i> est affilié aux jachères vieille et jeune, est relativement affilié à la forêt secondaire et n'est pas affilié à la forêt primaire ; <i>N.</i></p>
---	--	--	--	--

				<p><i>cf. grata</i> est hautement affilié à la jachère jeune ; <i>P. cf. jacksoni</i> est hautement affilié aux forêts primaire et secondaire et affilié aux jachères jeune et vieille; enfin <i>P. misonnei</i> est fortement affilié aux forêts primaire et secondaire, affilié à la jachère vieille et relativement affilié à la jachère jeune.</p>
--	--	--	--	--

Le tableau 8.1 ci-dessus présente les différents résultats des différentes études réalisées sur les Rongeurs dans la réserve forestière de Masako. A ce titre, il permet au lecteur de se faire une idée claire du rapprochement de notre étude avec celles déjà réalisées dans la réserve, du moins en ce qui concerne ces quelques résultats comparables obtenus des analyses similaires. Les détails des résultats ici consignés étant abordés dans des chapitres spécifiques, ce tableau synthétique se passe de tout commentaire.

8.4. Limitations et contraintes dans la présente étude

Les analyses génétiques d'ADN (Cytochrome *b*) demeurent la contrainte majeure pour les études de Rongeurs dans la région, surtout en ce qui concerne celles qui utilisent la technique écologique de capture-marquage-recapture où l'identification des individus appartenant aux genres poly-spécifiques et à espèces cryptiques est une condition sinéquanone. Ces analyses compte tenu du coût qu'elles engendrent et du temps nécessaire qu'elles exigent avant d'obtenir des résultats d'identification, constituent des limitations plus ou moins importantes pour les chercheurs dans le domaine. C'est le cas des individus des genres *Hylomyscus* et *Praomys* capturés en 2010 pour lesquels ces analyses n'étaient pas rendu possible et qui a rendu difficile certaines comparaisons, relativement sous-estimé la richesse spécifique et influencé la répartition des abondances des espèces au sein d'habitats.

Les informations sur les capture et recaptures de Rongeurs réalisées au cours de cette étude, restent tout de même influencer par le protocole de recherche utilisé (type de pièges et d'appâts, manipulation des bêtes, nombre des jours de piégeage par session de captures, nature des habitats étudié) et doivent être prises comme telles dans toute appréciation de nos résultats. Dudu (1991) faisait déjà remarquer que les résultats n'étaient pas exempts d'influences du protocole adopté alors que Trojan et Wojciechowska (1964) avaient indiqué que le piégeage lui-même figure parmi d'autres causes qui influencent la distribution des captures de petits Rongeurs.

8.5. Implication pour la conservation de la biodiversité de Rongeurs à Masako et dans les aires protégées en RD Congo

Cette thèse a démontrée que la fragmentation liée à l'anthropisation de l'écosystème forêt de Masako, entraine des conséquences graves sur les populations de Rongeurs par le fait qu'elle (1) entraine des effets de lisière variés et perçus différemment par les espèces de Rongeurs, (2) déséquilibre la structure démographique des populations de Rongeurs (sex-ratio et structure de classes d'âges), (3) entraine des « effets saisons et habitats » qui s'accusent, (4) diminue sensiblement la superficie de la forêt primaire mettant en mal la survie des métapopulations de Rongeurs à Masako, en fin (5) modifie la composition faunistique et floristique des habitats et complexifie le patron paysager à travers une mosaïque très hétérogène constituée des lisières de plus en plus nombreuses aux conséquences variées et non prévisibles.

La présence de l'espèce très anthropophile *Mastomys natalensis* en jachère adulte et des espèces savaniques *Lemniscomys striatus* en jachères (adulte et jeune) et en lisière jachère adulte-forêt secondaire jeune, *Nannomys cf. grata* essentiellement dans les jachères (jeune, adulte et vieille) avec deux individus en forêt secondaire jeune et *Oenomys hypoxanthus* en jachère adulte et forêt secondaire jeune, constitue une preuve incontestée des changements qui s'opèrent actuellement à Masako.

La dominance unique de l'espèce *Praomys cf. jacksoni* (39,92%) pour l'ensemble de captures réalisées indique également le fort degré de perturbation de l'écosystème forestier de Masako et interpelle au plus haut point. Car en forêts tropicales en générale et en forêts équatoriales africaines en particulier, quelques espèces très nombreuses cohabitent toujours avec un grand nombre d'espèces moins abondantes (Dudu, 1991). En effet, il apparait clairement que la fragmentation a conduit à l'instabilité de l'écosystème et a favorisé ainsi la propension de l'espèce *P. cf. jacksoni* à valence écologique la plus élevée (Katuala, 2009) qui admet une plus grande tolérance à des modifications de l'environnement par rapport aux autres espèces du milieu (Kennis, 2012).

L'ensemble des populations de Rongeurs, avec une prépondérance des mâles et un déséquilibre de répartition en classes d'âges encore plus visible en saison subsèche (période d'intensification d'activités agricoles), est un signe d'une dynamique négative de la structure démographique et d'un renouvellement plus lent des populations de Rongeurs à Masako.

Etant donné le rôle de la connectivité d'habitats sur la conservation de la biodiversité en paysage fragmenté (Mühlner et al., 2010), la connectivité biologique faible observée, témoigne que les métapopulations en place ne sont pas suffisamment interconnectées et qu'elles seraient plus ou moins fortement fragmentées. La tendance à l'éradication de la forêt primaire par un besoin d'espaces de plus en plus prononcé de la part des populations riveraines de la réserve de Masako, est une menace réelle qui pèse sur la survie et sur la persistance des métapopulations (With, 2004) de Rongeurs à Masako.

La gestion et la conservation de la Réserve forestière de Masako et de toutes les autres aires protégées, en conditions similaires en République Démocratiques du Congo, doivent s'insérer dans une approche systémique impliquant toutes les parties prenantes. Elle doit également se faire suivant une approche chorologique en ayant toujours à l'esprit que les ressources et l'espace sont limités et qu'ils doivent être gérés de manière durable afin de satisfaire aux multiples besoins de l'homme.

La pression anthropique devra toujours préoccupée le gestionnaire qui doit tout mettre en oeuvre pour la contrôlée, mieux la limitée, aux vues des conséquences néfastes engendrées. L'agro-écologie s'avère donc indispensable comme alternative aux pratiques agricoles actuelles.

CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES

La fragmentation des forêts suite à l'agriculture itinérante sur abattis brûlis est aujourd'hui l'un des processus dominant de la dynamique du paysage dans la région de Kisangani (RD Congo) et l'occupation du sol change rapidement ces dernières années dans la réserve forestière de Masako. Cette intensification des activités anthropiques dans la Réserve, a des fortes influences sur les processus écologiques qui s'y déroulent, notamment sur les populations de Rongeurs et la composition floristique des habitats. Cette étude s'est donc fixée comme objectif principal de mesurer l'impact des activités anthropiques sur la flore et la faune de Rongeurs, de vérifier la connectivité d'habitats à partir de la mobilité spécifique de Rongeurs et enfin, d'étudier l'affiliation des espèces de Rongeurs aux habitats dans l'écosystème fragmenté de Masako. Les principaux résultats obtenus en rapport avec les grandes hypothèses de la thèse, permettent de formuler les conclusions suivantes :

1.. Les populations de Rongeurs abritant l'écosystème fragmenté de Masako, peuvent servir des bons bio-indicateurs de l'anthropisation paysagère et des effets de lisière (Chapitre 4). C'est la confirmation de l'hypothèse 1. L'étude a montré que les populations de Rongeurs perçoivent la lisière en zone de contact jachère-forêt secondaire, soit comme une zone intermédiaire (zone de transition) entre habitats adjacents ; soit comme un habitat distinct marqué par des caractéristiques écologiques propres et ainsi, ils réagissent différemment aux effets de lisière. La présence de l'espèce anthropophile *Mastomys natalensis* en jachère est une preuve que la fragmentation forestière induit le changement d'occupations du sol par la création des habitats divers et influence la composition en faune de Rongeurs.

2.. La structure démographique (sex-ratio et classes d'âges) de 4 espèces des populations de Rongeurs a été abordée (chapitre 5). L'étude a révélé que le sex-ratio global est déséquilibré en faveur des mâles surtout en saison subsèche. Le sex-ratio est statistiquement différent de la parité pour les espèces *Deomys ferrugineus*, *Hylomyscus stella*, *Lophuromys dudui* et *Praomys cf. jacksoni* dans quelques habitats étudiés. La structure de classes d'âges est généralement stable en saison de pluie (présence régulière des trois classes d'âges) mais devient relativement déséquilibré en saison subsèche (manque des classes et réduction des effectifs). Ces résultats confirment l'hypothèse 2 ;

3.. L'étude de la mobilité des espèces de Rongeurs entre les habitats et de leur affiliation aux habitats, a montré que :

- Les populations de Rongeurs de Masako vivent sous forme de métapopulation du type *Boorman et Levitt* ou *mainland-island* étant donné que la majorité des espèces est capturée dans tous les habitats même si avec des abondances différentes, et que la mobilité inter-habitats des espèces de Rongeurs a été constatée. Confirmation en partie de l'hypothèse 3 ;
- Les espèces de Rongeurs s'affilient différemment aux habitats de Masako. Trois espèces généralistes ou adaptées aux habitats variés (*Hylomyscus stella*, *Praomys cf. jacksoni* et *P. misonnei*) ont été identifiées de même que des espèces spécifiques à un habitat ou affiliées à quelques habitats étudiés (*Deomys ferrugineus*, *Hybomys cf. lunaris*, *Lophuromys dudui* et *Nannomys cf. grata*) (chapitre 6). Confirmation en partie de l'hypothèse 3 ;
- Les habitats étudiés botaniquement, sont toutes différentes sur le plan de la composition floristique (chapitre 4 et 7) et de la structure diamétrique des habitats (chapitre 7). Ces différences proviennent des différences de régime de perturbation à l'origine de leur installation et évolution. Confirmation en partie de l'hypothèse 3.

Cette étude suggère que : (1) la quantification et la caractérisation de la diversité des lisières forestières, doivent être des efforts à fournir pour comprendre leurs effets sur les patrons de distribution des communautés végétales et animales à l'échelle des paysages forestiers des aires protégées de la RD Congo ; (2) la réduction sensible de la pression anthropique sur l'ensemble de la réserve, particulièrement en période subsecche ; (3) des études approfondies sur la connectivité des habitats au sein de la mosaïque paysagère de Masako en vue de comprendre les mouvements des espèces de Rongeurs entre différents éléments du paysage ainsi que leur capacité à la dispersion ; (4) la préservation de la forêt primaire, principale aire et réservoir potentiel des espèces pour le maintien des métapopulations de Rongeurs à Masako ; (5) l'abandon par le paysan, de la mauvaise pratique de l'agriculture itinérante sur abattis brûlis, source importante de la déforestation et de fragmentation du paysage forêt de Masako. Pour ce dernier cas des études doivent être menées afin de déterminer des alternatives de l'agriculture durable adaptée aux conditions écologiques de la région.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Acot P., 1988. *Histoire de l'écologie*. PUF, Paris (France).
- Adkins R.M., Walton A.H., Honeycutt R.L., 2003. Higher-level systematics of rodents and divergence time estimates based on two congruent nuclear genes. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **26**, 409-420.
- Aligner A., 2010. *Distribution des communautés végétales sous l'influence des lisières forestières dans les bois fragmentés*. Thèse de doctorat : Université de Toulouse (France).
- Alongo L., 2013. *Etude microclimatique et pédologique de l'effet de lisière en Cuvette centrale congolaise: impact écologique de la fragmentation des écosystèmes : Cas des séries Yangambi et Yakonde à la région de Yangambi (RD Congo)*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences, Bruxelles (Belgique).
- Alongo L, Visser M., Kombele B. & Bogaert J., 2013. Propriétés et diagnostic de l'état agropédologique du sol de la série Yakonde après fragmentation de la forêt a Yangambi, RD Congo. *Annales ISEA*, **5**, 36-51.
- Amundala D., Bapeamoni A., Iyongo W., Kennis J., Gambalemoke M., Kadange N., Katuala P.G.B. & Dudu A., 2005. The population structure of rodent species from a tropical region (Kisangani, D.R. Congo). *Belgian Journal of Zoology*, **135**, (supplément) 127-131.
- Amundala D., Kennis J., Leirs H. & Dudu A.M., 2008. Farmer survey in the hinterland of Kisangani (Democratic Republic of Congo) on rodent crop damage and rodent control techniques used. *Mammalia*, **72**, 192-197.
- Amundala D., 2013. *Ecologie des populations des Rongeurs (Rodentia, Mammalia) dans une perspective de gestion des espèces nuisibles aux cultures dans la région de Kisangani (RD Congo)*. Thèse de Doctorat : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Anderson C.S., Cady A.B. & Meikle D., 2003. Effects of vegetation structure and edge habitat on the density and distribution of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in small and large forest patches. *Canadian Journal of Zoology*, **81**, 897-904.

- Andrade T.O., Bure F., Butet A. & Ernoult A., 2010. *Influence de la connectivité du paysage sur la biodiversité*. Rapport Bibliographique : Université de Rennes 1, EFCE (France).
- Anonyme., 1983. *Encyclopédie Internationale des Sciences et des Techniques*. Publication du Comité pour la propagation de l'Idéc scientifique, de la Recherche et de l'Application des Techniques. 875p
- Anonyme., 2006. *Programme d'action nationale (PAN) de lutte contre la dégradation des terres et la déforestation*. Ministère de l'Environnement, Conservation de la Nature et Eaux et Forêts. Kinshasa, RD Congo.
- Anonyme., 2015. *Les enjeux de la gestion participative sur la préservation des aires protégées après les conflits en Côte d'Ivoire : cas de la forêt classée du Haut-Sassandra*. Rapport de l'atelier du Projet DYNAPAY-PFNL, GRIEPE, Université Jean Lorougnon Guédé, 23-24 Avril 2015 (Côte d'Ivoire).
- Antrop M., 2001. The language of landscape ecologists and planners : A comparative content analysis of concepts used in landscape ecology. *Landscape Urban Plan*, **55**, 163-173.
- Bahuchet S. & Joiris V., 1993. Afrique équatoriale. In: S. Bahuchet & P. De Maret (Eds). *Situation des populations indigènes des forêts denses humides*. Rapport UE.DG XI, CNRS/ULB, 389-448.
- Baker C.M., Meester J., 1977. Postnatal physical and behavioural development of *Praomys (Mastomys) natalensis* (A. Smith, 1834). *Zeitschrift für Säugetierkunde*, **42**, 295-306.
- Bamba I., 2010. *Anthropisation et dynamique spatio-temporelle de paysages forestiers en République Démocratique du Congo*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences (Belgique).
- Bangirimana F., Bigendako M.J., Havyarimana F. & Bogaert J., 2011. Analyse de la flore des jachères du Burundi. *Bull. sci. Inst. natl. environ. conserv. Nat*, **10**, 1-19.
- Barbosa O. & Marquet P.A., 2002. Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile. *Oecologia*, **123**, 296-306.
- Barima Y.S.S., Barbier N., Ouattara B. & Bogaert J., 2010. Relation entre la composition floristique et des indicateurs de la fragmentation du paysage dans une région de transition forêt-savane ivoirienne. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ*, **14**(4), 617-625.

- Barriere P., Nicolas V. & Colyn M., 2000. *Ecologie et structure des peuplements de Micromammifères Musaraignes et Rongeurs*. Station Biologique, Université de Rennes I, Paimpont (France).
- Barzee T., Holbert K., Johnson J., Kross C. & Storm J., 2012. Influence of microhabitat of the abundance of white footed mice (*Peromyscus leucopus*) in Urban Greenways. *USC Upstate Undergraduate Research Journal*, 5, 29-34.
- Bastian O., 2001. Landscape ecology: towards a unified discipline? *Landscape Ecol*, 16, 757-766.
- Baudière A. & Gauquelin T., 1990. Successions, substitutions, écotones et systèmes phytomorphogénétiques pyrénées d'altitude. *Botanica pirenaico-cantabrica Jacay Huesca*, 353-366.
- Baudry J., 1986. Approche écologique du paysage. *Lecture du paysage, INRAP, Foucher*, 23-24
- Baudry J., 1988a: Structure et fonctionnement écologique des paysages : Cas des bocages. *Bulletin d'Ecologie*, 19, 523-530.
- Baudry J., 1988b. Approches écologiques des paysages. *Le Courrier de l'Environnement*, 4, 12-14.
- Baudry J. & Burel F., 2011. Ecologie du paysage et continuités écologiques. In : *Journée d'échange sur TVE et paysage, 6 juillet 2011, Paris*. Fédération Nationale des Parcs Naturels Régionaux.
- Begon M., Harper J.L. & Townsend CR., 1990. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. Blackwell Scientific Publications. 945p.
- Bellier L., 1967. Recherches écologiques dans la savane de Lamto (Côte d'Ivoire) : densités et biomasses des petits mammifères. *Terre & Vie*, 21, 319-329.
- Bellier L., Gautun J.C., Vincenti J., 1964. *Données préliminaires concernant l'étude écologique des rongeurs nuisibles au palmier à huile*. Rapport Orstom-Adiopodoumé, 1-2.

- Bellier L. & Gautun J.C., 1967. Note sur les Lemniscomys de Côte d'Ivoire. *Revue de Zoologie et de Botanique africaine*, **125**, 282-287.
- Bennet AF., 1990. *Habitats corridors: their role in wildlife management and conservation*. Arthur Rylah Inst. Environ. Res, Depart. Conservation & Environment, Melbourne (Australie).
- Bishop I.R., 1979. Notes on Praomys (Hylomyscus) in eastern Africa. *Mammalia*, **43**, 519-530
- Bogaert J., 2000. *Quantifying habitat fragmentation as a spatial process in a patch-corridor-matrix landscape model*. Thèse de doctorat : Université d'Anvers (Belgique).
- Bogaert J., Ceulemans R. & Van Eysenrode S.D., 2004. A decision tree algorithm for detection of spatial processes in landscape transformation. *Environnemental Management*, **33**, 62-73.
- Bogaert, J. & Mahamane A., 2005. Ecologie du paysage : cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, **7**, 39-68
- Bola, M. 2002 : *Epiphytes vasculaires et phorophytes de l'écosystème urbain de Kisangani*. DES : Université de Kisangani, Faculté des Sciences, Kisangani (RD Congo).
- Bolger D., Suarez A., Crooks K., Morrisson S. & Case J., 2000. Arthropods in urban habitat fragments Southern California: area, age and edge effects. *Ecological Applications*, **10**(4), 1230-1248.
- Boorman S.A et Levitt P.R., 1973. Group selection on the boundary of a stable population. *Theoretical Population Biology*, **4**, 85-128
- Boorman S.A. & Levitt P.R., 1973. Group selection on the boundary of a stable population. *Theoretical Population Biology*, **4**, 85-128.
- Bouchon J., 1979. Structure des peuplements forestiers. *Annales des Sciences Forestières*, **36**(3), 175-209.
- Bourgault P., 2008. *Techniques de capture et de marquage des micromammifères*. Travail Pratique d'écologie (ECL 307): Volet écologie animale, Université de Sherbrooke (Canada).
- Bourlière F., 2009. Le sex-ratio de la girafe. *Mammalia* **25**(4), 467-471.

- Bowers M.A. & Dooley J.L., 1993. Predation hazard and seed removal by small mammals : microhabitat versus patch scale effects. *Oecologia*, **94**, 247-254.
- Bowers M.A. & Dooley J.L., 1996. Influences of patch size and microhabitat on the demography of two old-field rodents. *Oikos*, **75**, 453-462.
- Boyemba B.F., 2011. *Ecologie de Pericopsis elata (Harms) Van Meeuwen (Fabaceae), arbre de forêt tropicale africaine à répartition agrégée*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Bruxelles (Belgique).
- Broadbent E.N., Asner G.P., Keller M., Knapp D.E., Oliveira P.J.C. & Silva J.N., 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, **141**: 1745-1757.
- Brooks T.M., Pimm S.L. & Oyugi J.O., 1999. Time lag between deforestation and bird extinction in tropical forest fragments. *Conservation Biology*, **13**, 1140-1150.
- Brosset A., Dubost G. & Heim de Balsac H., 1965. Mammifères inédits récoltés au Gabon. *Biology* **1**(2), 141-163.
- Brown P.R., Phu Tuan N. & Banks P.B., 2005. Movements, habitat use and response of rice field rats to removal in an intensive cropping system in Vietnam. *Belgian Journal of Zoology*, **135**(supplément), 145-152
- Burel F. & Baudry J., 1990. Structural dynamic of hedgerow network landscape in Brittany France. *Landscape Ecology*, **4**, 197-210.
- Burel F. & Baudry J., 1999. *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Paris : Eds Tec & Doc, (France).
- Burel F. & Baudry J., 2000. *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Eds Tec. & Doc, Paris (France).
- Burel F. & Baudry J., 2003. *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Eds Tec. & Doc, Paris (France).
- Cabacinha C.D. & de Castro S.S., 2009. Relationships between floristic diversity and vegetation indices, forest structure and landscape metrics of fragments in Brazilian Cerrado For. *Ecol. Manag.*, **257**(10), 2157-2165.

- Cadenasso M.L. & Pickett S.T.A., 2001. Effect of edge structure on the flux of species into forest interiors. *Conservation Biology*, **15**, 91-97.
- Cadenasso M.L., Pickett S.T.A., Weathers K.C., Bell S.S., Benning T.L., Carreiro M.M. & Dawson T.E., 2003a. An interdisciplinary and synthetic approach to ecological boundaries. *Bioscience*, **53**, 717-722.
- Carey A.B. & Johnson M.L., 1995. Small mammals in managed, naturally young and old growth forests. *Ecological Applications*, **5**(2), 336-352.
- Carleton M.D. & Van der Straeten E., 1997. Morphological differentiation among Subsaharan and North African populations of the *Lemniscomys barbarus* complex (Rodentia, Muridae). *Proceedings of the Biological Society of Washington*, **110**, 640-680.
- Carleton M.D. & Musser G.G., 2005. Order Rodentia. In Wilson E., Reeder D-A (eds): *Mammal Species of the World: a Taxonomic and Geographic Reference*, *Johns Hopkins University Press, Baltimore*, **2**, 745-1599.
- Catzefflis F.M., Aguilar J.P., Jaeger J.J., 1992. Muroid rodents-phylogeny and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, **7**, 122-126.
- Causton D., 1988. *An Introduction to Vegetation Analysis: Principles, practice and interpretation*. Ed. Springer.
- Chevret P., Jenkins P. & Catzefflis F., 2003. Evolutionary systematics of the India mouse *Mus famulus* Bonhote, 1898: Molecular (DNA/DNA hybridization and 12s rRNA sequences) and morphological evidence. *Zoological Journal of the Linnean Society*, **137**, 385-401.
- Chiarello A.G., 1999. Effects of fragmentation of the atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, **89**, 71-82
- Clements F.E., 1905. *Research method in ecology*. Lincoln Nebraska: University Publishing Company.
- Clergeau P. & Désiré G., 1999. Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique. *Mappemonde*, **55**(3), 19-23
- Clutton-Brock T.H. & Iason G.R. 1986. Sex-ratio variations in mammals. *Quarterly Review of Biology*, **61**, 339-374.

- Cole L.R., 1975. Food and foraging places of rats (Rodentia, Muridae) in the lowland evergreen forest of Ghana. *Journal of Zoology*, 453-471.
- Collins C.D., Holt R.D. & Foster B.L., 2009. Patch size effects on plant species decline in an experimentally fragmented landscape. *Ecology*, **90**(9), 2577-2588.
- Colyn M., 1986. Les mammifères de forêt ombrophile entre les rivières Tshopo et Maïko (Région du Haut Zaïre). *Bull. Inst. R. Sci. Nat. Belg.*, **56**, 21-26.
- Colyn M. & Dudu A.M., 1986. Relevé systématique des Rongeurs (Muridae) des îles forestières du fleuve Zaïre entre Kisangani et Kinshasa. *Revue de Zoologie Africaine*, **99**, 353-357.
- Contreras-Hermosilla A., 2000. *The underlying causes of forest decline*. CIFOR, occasional paper n° 30. Bogor, Indonesie.
- Cordonnier T., 2004. *Perturbations, diversité et permanence des structures dans les écosystèmes forestiers*. Thèse de doctorat : Université Paris XI (France).
- Cross R.M., 1977. Population studies on *Praomys tullbergi* (Thomas) and other rats of forest regions of Sierra-Léon. *Revue de Zoologie Africaine*, **91**(2), 345-367.
- Dajoz R., 2006. *Précis d'écologie*. Paris, Dunod, 8^{ème} édition.
- Dajoz R., 2008. *La Biodiversité: l'avenir de la planète et de l'homme*. Ellipses édition Marketing S.A.
- Dawson T.E., 2003a. An interdisciplinary and synthetic approach to ecological boundaries. *Bioscience*, **53**, 717-722.
- De Bry R.W. & Sagel R.M., 2001. Phylogeny of Rodentia (Mammalia) inferred from the nuclear-encoded gene IRBP. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **19**, 290-301.
- Debroux L., Hart T., Kaimowitz D., Karsenty A. & Topa G. 2007. *Forests in Post-Conflict Democratic Republic of Congo: analysis of a priority agenda*. A joint report by teams of the World Bank, Center for International Forestry Research (CIFOR), Centre International de Recherche Agronomique pour le Développement (CIRAD), African Wildlife Foundation (AWF), Conseil National des ONG de Développement du Congo (CNONGD), Conservation International (CI), Groupe de Travail Forêts (GTF), Ligue

- Nationale des Pygmées du Congo (LINAPYCO), Netherlands Development Organisation (SNV), Réseau des Partenaires pour l'Environnement au Congo (REPEC), Wildlife Conservation Society (WCS), Woods Hole Research Center (WHRC), World Agroforestry Centre (ICRAF) and World Wide Fund for Nature (WWF), 82p.
- Decamps H., 2004. L'écologie du paysage ou l'ambition paysagère de l'écologie. *Lettre de l'Institut Français de la Biodiversité*, n°5, 2pp.
- Delany M.J., 1964. A study of the ecology and breeding of small mammals in Uganda. *Proceedings of the zoological society of London*, **142**(2), 347-370.
- Delany M.J., 1971. The biology of small rodents in Mayanja Forest, Uganda. *Journal of Zoology*, **165**, 85-129.
- Delany M. J., 1975. *The rodents of Uganda*. London, Trustees of the British Museum, 165 p
- Delany M.J. & Happold D.C.D. 1979. *Ecology of African mammals*. Tropical Ecology series Longman, London, 434 p.
- Delvingt W., 1998. *Vers une meilleure gestion des lisières forestières*. Ministère de la région wallonne, Direction générale des ressources naturelles et de l'environnement (Belgique).
- Di Castri F., 1981. L'écologie : naissance d'une science de l'homme et de la nature. *Le courrier de l'UNESCO*, **34**, 6-11.
- Dickman C.R., 1988. Sex-ratio variation in response to interspecific competition. *American Nature*, **132**, 289-297.
- Dieterlen F., 1986. Seasonal reproduction and population dynamics in Rodents of the African lowland rain forest. *Cimbebasia*, **8**(1), 1-7.
- Dieterlen F., 1989. Rodents. Pp 383-400 In: H. Lieth. & M.J.A. Werger. (eds). *Tropical Rain Forest Ecosystems. Biogeographical and Ecological Studies*. Elsevier Science Publisher B.V., Amsterdam.
- Dieterlen F., 1990. Rodents of the African rain forest - Ecological and evolutionary aspects. *Vert. in the Trop. Mus. Bonn*, 215-219.
- Dieterlen F. & Van der Straeten E. 1988. Deux nouveaux specimens de *Lamottemys okuensis* Petter, 1986 du Cameroun (Muridae: Rodentia). *Mammalia*, **52**(3), 379-385.

- Dorst J. & Dandelot P., 2002. *Guide des Mammifères d'Afrique : des rats à trompe aux éléphants*. Delachaux & Niestlé, Paris, 286 p.
- Doucet J.L., 2003. *L'alliance délicate de la gestion forestière et de la biodiversité dans les forêts du Centre du Gabon*. Thèse de doctorat : Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques, Gembloux (Belgique).
- Douglas T.B., Suarez A.V., Crooks K.R., Morrison S.A. & Case T.J., 2000. Arthropods in urban habitat fragments in southern California: area, age and edge effect. *Ecological Applications*, **10**, 1230-1248
- Dubost C., 1968. Aperçu sur le rythme annuel de reproduction des Muridés du nord-est du Gabon. *Revue Gabonaise de Biologie*, **4**, 227-239.
- Dudu A.M., 1991. *Etude du peuplement d'insectivores et de rongeurs de la forêt ombrophile de basse altitude du Zaïre (Kisangani, Masako)*. Thèse de doctorat : Université d'Anvers (Belgique).
- Dudu A. & Gevaerts H. 1986. Notes de l'évolution des captures des Rongeurs à Masako (Kisangani, Zaïre). *Annales de la Faculté des Sciences de l'UNIKIS*, **3**, 19-22.
- Dudu A. & Gevaerts H., 1987. Examen de la distribution des Muridés (*Rodentia, Mammalia*) dans quelques associations végétales des environs de Kisangani (Zaïre). *Annales Faculté des Sciences UNIKIS*, **4**, 103-110.
- Dudu A., Kazadi M. & Gevaerts H., 1985. Données préliminaires sur la distribution et l'écologie des Rongeurs des îles Kongolo, Tundulu et d'un biotope sur la rive gauche du fleuve Zaïre à Kisangani (Zaïre). *Annales de la Faculté des Sciences, UNIKIS*, **2**, 77-91.
- Dudu A., Van der Straeten E. & Verheyen W.N., 1989. Première capture de *Hylomyscus parvus* Brosset, Dubost & Heim de Balsac, 1965 au Zaïre avec quelques données biométriques (Rodentia, Muridae). *Revue de Zoologie Africaine*, **103**, 179-182.
- Dudu A., Verhagen R., Gevaerts H. & Verheyen W., 1997. Population structure and reproductive cycle of *Praomys jacksoni* (De Winton, 1897) and first data on the reproduction of *P. misonnei* Van der Straeten & Dieterlen, 1987 and *P. mutoni* Van der Straeten & Dudu, 1990 (Muridae) from Masako forest (Kisangani, Zaïre). *Belgian Journal of Zoology*, **127**(suppl.1), 67-70.

- Dunstan C.E. & Fox B.J., 1996. The effects of fragmentation and disturbance rainforest on ground-dwelling small mammals on the Roberson plateau, New South Wales, Australia. *Journal of biogeography*, **23**(2), 187-201.
- Duplantier J.M., 1982. *Les rongeurs myomorphes forestiers du Nord-Est du Gabon: peuplement, utilisation de l'espace et des ressources alimentaires, rôle dans la dispersion et la germination des graines*. Thèse de doctorat : U.S.T.L, Montpellier (France).
- Duplantier J.M., 1988. *Biologie évolutive de populations du genre Mastomys (Rongeur, Muride) au Sénégal*. Thèse de doctorat : Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier (France).
- Duplantier J.M., 1989. Les Rongeurs myomorphes forestiers du Nord-Est du Gabon: Structure du peuplement, démographie, domaines vitaux. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, **44**, 329-346.
- Duplantier J.M., 1989. Les Rongeurs myomorphes forestiers du Nord-Est du Gabon: Structure du peuplement, démographie, domaines vitaux. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, **44**, 329-346.
- Duplantier J.M. & Granjon L., 1990. Rythmes d'activité chez 6 espèces de Muridés du Sénégal appartenant aux genres Mastomys , Arvicanthis , Myomys et Dasymys . *Mammalia*, **54**, 173-182.
- Duplantier J.M., Britton-Davidian J. & Granjon L., 1990. Chromosomal characterization of three species of the genus Mastomys in Senegal. *Zeitschrift für Zoologische Systematik und Evolutionsforschung*, **28**, 289-298.
- Duplantier J.M., Granjon L. & Bouganaly H., 1996. Reproductive characteristics of three sympatric species of Mastomys in Sénégal, as observed in the field and in captivity. *Mammalia*, **60**, 629-638.
- Duveiller G., Defourny P., Desclee B. & Mayaux P., 2008. Déforestation in Central Africa: Estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically distributed Landsat extracts. *Remote Sensing of Environment*, **112**(5), 1969-1981.
- Ebuy J., 2006. *Contribution à l'étude structurale de la forêt mixte de la réserve forestière de Yoko. RD Congo (Kisangani-Ubundu)*. Mémoire : Université de Kisangani, Faculté des Sciences Agronomiques (RD Congo).

- Evrard C., 1968. *Recherches écologiques sur le peuplement forestier des sols hydromorphes de la cuvette centrale Congolaise*. Publ. INEAC, Sér. Sc., **110**, Yangambi (RD Congo).
- Ewango N.E., 1994. *Contribution à l'étude structurale de la forêt Monodominante à Gilbertiodendron de la Reserve de Faune à Okapi*. Mémoire : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- F.A.O., 2010. *Global forest resources assessment 2010: Key findings*. http://www.fao.org/forestry/fra_2010 au, (24/10/2011).
- Fagan W.F., Fortin M.J. & Soykan C., 2003. Integrating edge detection and dynamic modeling in quantitative analyses of ecological boundaries. *Bioscience*, **53**, 730-738.
- Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematic*, **34**, 487-515.
- Farina A., 1998. *Principles and methods in landscape ecology: towards a science of landscape*. London : Springer (United Kingdom).
- Ferreras P., 2001. Landscape structure and asymmetrical inter-patch connectivity in a metapopulation of endangered Iberian lynx. *Biological Conservation*, **100**, 125-136.
- Fichet-Calvet E., Lecompte E., Koivogui L., Soropogui B., Doré A., Kourouma F., Sylla O., Daffis S., Koulémou K., Ter Meulen J., 2007. Fluctuation of abundance and Lassa virus prevalence in *Mastomys natalensis* in Guinea, West Africa. *Vector-Borne and Zoonotic Diseases*, **7**, 119-128.
- Fleming T.H., 1971. Population ecology of the three species of Neotropical rodents. *Misc. Publ. Mus. Zool. Univ. Mich*, **143**, 1-77.
- Fleming T.H., 1973. The number of rodent species in two Costa-rican forest. *Journal Mammalia*, **54**, 518-521.
- Florence J., 1981. *Chablis et sylvigénèse dans une forêt dense humide sempervirente du Gabon*. Thèse de doctorat : Université Louis Pasteur, Strasbourg, (France), 261p.
- Flowerdew J.R., 1976. Ecological methods. *Mammal Review*, **6**, 123-159.
- Fongzossié F.E., Tsabang N., Nkongmencek B.A., Nguenang G.M., Auzel P., Christina E., Kamou E., Balouma J.M., Apalo P., Mathieu H., Valbuena M. & Valère M., 2008. Les peuplements d'arbres du sanctuaire à gorilles de Mengamé au sud Cameroun. *Tropical Conservation Science*, **1**(3), 204-221.

- Forman R.T.T., 1995a. Some general principles of landscape and regional ecology. *Landscape Ecology*, **10**, 133-142.
- Forman R.T.T., 1995b. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge (United Kingdom).
- Forman R.T.T., 1997. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, Cambridge (United Kingdom).
- Forman R.T.T. & Godron M., 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *Bioscience*, **31**, 733-740.
- Forman R.T.T. & Godron M., 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & sons, New York (USA).
- Fortin M.-J., 2002. *Analyse spatiales en écologie: problèmes statistiques et de mise à l'échelle au niveau du paysage*. *Ecoscience* 9 : iii-v.
- Fournier A., Yoni M., Zombre P., 2002. Les jachères à *Andropogon gayanus* en savane soudanienne dans l'ouest du Burkina Faso: flore, structure, déterminants et fonction dans l'écosystème. *Etudes flor. vég. Burkina Faso*, **5**, 3-32.
- Fox B.J. & Fox M.D., 1981. A comparison of vegetation classifications as descriptors of small mammal habitat preference. *Vegetation classification in Australia*. *Australian University Press, Australia*, 66-80.
- Freitas S.R., Mello M.C.S. & Cruz C.B.M., 2005. Relationships between forest structure and vegetation indice in Atlantic rainforest. *For. Ecol. Manage*, **218**(13), 353-362.
- Gautun J.C., 1972. Note sur la durée de gestation de *Lemniscomys striatus* en Côte d'Ivoire. *Mammalia* , **36** : 309-310
- Gautun J.C., 1975. Périodicité de la reproduction de quelques rongeurs d'une savanne préforestière du centre de la Côte d'Ivoire. *Terre & Vie*, **29** (2), 265-287.
- Gautun J.C., 1985. *Premiers résultats concernant les rongeurs nuisibles aux cultures céréalières sous pivot, dans la vallée du Sourou à Di (Burkina Faso)*. Rapport Orstom, Ouagadougou, 29 p.
- Gehlhausen S.M., Schwartz M.W. & Augspurger C.K., 2000. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. *Plant Ecology*, **147**, 21-35.

- Kanguéja B., 2009. *Analyse de la diversité des ligneux arborescents des principaux types forestiers du Nord-est de la Réserve de Biosphère de Luki (Bas-Congo, RDC)*. DES : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Katsuva K., 1986. *Contribution à l'étude de la reproduction des rongeurs myomorphes (Muridae, Mammalia) de la ville de Kisangani*. Mémoire inédit: Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Katuala G.B., 2005. *Contribution à l'écologie des Rongeurs et Soricomorphes de la Réserve de Faune à Okapi (RFO) (Ituri, RD Congo)*. DES : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Katuala G.B., 2009. *Biodiversité et biogéographie des rongeurs Myomorphes et Sciuromorphes (Rodentia: Mammalia) de quelques blocs forestiers de la région de Kisangani (RD Congo)*. Thèse de doctorat : Université de Kisangani, Faculté des Sciences, Kisangani (RD Congo).
- Katuala G.B., Hart J.A., Hutterer R., Leirs H. & Dudu A., 2005. Biodiversity and ecology of small mammals (Rodents and Shrews) of the "Réserve de Faune à Okapi", Democratic Republic of the Congo. *Belgian Journal of Zoology*, 135(supplément), 191-196.
- Katuala P.G.B., Kennis J., Nicolas V., Wendelen W., Hulselmans J., Verheyen E., Van Houtte N., Dierckx T., Dudu A. & Leirs H. 2008. The presence of Praomys, Lophuromys and Deomys species (Muridae, Mammalia) in the forest blocks separated by the Congo River and its tributaries (Kisangani region, Democratic Republic of Congo). *Mammalia*, 72, 223-228.
- Kennis J., 2012. *Study of tropical rainforest rodents: biodiversity and adaptation ability to changing habitats around Kisangani, D.R.Congo*. Thèse de doctorat: Université d'Anvers, Faculté des sciences (Belgique).
- Kennis J., Nicolas V., Katuala P.G.B., Wendelen W., Hulselmans J., Verheyen E., Van Houtte N., Dierckx T., Dudu A. & Leirs H., 2007. *Cryptic diversity within species or different species? A taxonomical question studied using the Praomys and Hylomyscus Rodentia genera of the Kisangani Region (DR Congo) as an example*. 10th International African Small Mammal Symposium, Abomey-Calavi (Benin).

- Kennis J., Nicolas V., Hulselmans J., Katuala G.B.P., Wendelen W., Verheyen E., Dudu A.M. & Leirs H. 2011. The impact of the Congo River and its tributaries on the rodent genus *Praomys*: speciation origin or range expansion limit? *Zoological Journal of Linnean Society*, **163**, 983-1002.
- Khalilou B., 2002. *Systématique, écologie et dynamique de populations des petits rongeurs potentiellement réservoirs ou hôtes de virus au Sénégal*. Mémoire : Ecole Pratique des Hautes Etudes (Sénégal).
- Kindleman P et Burel F., 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology*, **23**, 879-890.
- Kindlmann P., Aviron S. & Burel F., 2005. When is landscape matrix important for determining animal fluxes between resource patches? *Ecological Complexity*, **2**, 150-158.
- Kolasa J. & Pickett S.T.A., 1991. *Ecological heterogeneity*. Ecological Studies, Springer-Verlag, New York (USA).
- Kolasa J. & Zalewski M., 1995. Notes on ecotone attributes and functions. *Hydrobiologia*, **303**, 1-7.
- Kombele F.B.M., 2004. *Diagnostic de la fertilité des sols dans la cuvette centrale congolaise: cas des séries Yangambi et Yakonde*. Thèse de doctorat : Faculté Universitaire des Sciences Agronomiques de Gembloux (Belgique).
- Koper N., Schmiegelow F.K.A. & Merrill E.H., 2007. Residuals cannot distinguish between ecological effects of habitat amount and fragmentation: implications for the debate. *Landscape Ecology*, **22**, 811-820.
- Korn H., 1989. The annual cycle in body weight of small mammals from the Transvaal, South Africa, as an adaptation to a subtropical seasonal environment. *Journal of Zoology*, **218**, 223-231.
- Kuussaari M., Nieminen M., Hanski I., 1996. An experimental study of migration in the butterfly *Melitaea cinxia*. *Journal of animal ecology*.
- Lambin E.F., 1994. Modeling Deforestation Processes: A Review. TREES Series B. European Commission. *Research Report*, **1**, 1-108.

- Lambin E.F., Turner II B.L., Geist H., Agbola S., Angelsen A., Bruce J.W., Coomes O., Dirzo R., Fischer G., Folke C., George P.S., Homewood K., Imbernon J., Leemans R., Li X., Moran E.F., Mortimore M., Ramakrishnan P.S., Richards J.F., Skånes H., Steffen W., Stone G.D., Svedin U., Veldkamp T., Vogel C. & Xu J., 2001. The Causes of Land-Use and -Cover Change : Moving beyond the Myths. *Global Environmental Change*, **11**, 261-269.
- Lamotte M. & Bourlière F., 1969. *Problème d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres*. Masson : Paris, 153-187.
- Lavrenchenko L.A., Likhnova O.P., Baskevich M.I. & Bekele A., 1998. Systematics and distribution of *Mastomys* (Muridae, Rodentia) from Ethiopia, with the description of a new species. *Mammalian Biology*, **63**, 37-51.
- Lebrun J. & Gilbert G., 1954. Une classification écologique des forêts du Congo. *Publ. INEAC, Série Sc*, **63**, 1-89.
- Lecompte E., Denys C. & Granjon L., 2001. An identification key for species within the genus *Praomys* (Rodentia: Muridae). In Denys C., Granjon L. & Poulet A : African small Mammals.coll. *Colloques et Séminaires, Ed. IRD*, 127-140.
- Lecompte E., Granjon L. & Denys C., 2002. The phylogeny of the *Praomys* complex (Rodentia: Muridae) and its phylogeographic implications. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*, **40**, 8-25.
- Ledec G., 1985. The political economy of tropical deforestation. In: *Diverting Nature's Capital: The Political Economy of Environmental Abuse in the Third World* (eds. Leonard JH), Holmes and Meier, New York, 179-226.
- Legendre P. & Legendre L., 1998. *Numerical Ecology. Developments in Environmental Modelling*. Elsevier Science B.V, **20**, Amsterdam (Pays Bas).
- Leibold M.A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J.M., Hoopes M.F., Holt R.D., Shurin J.B., Law R., Tilman D., Loreau M & Gonzalez A., 2004. The metacommunity concept: a framework for multiscale community ecology. *Ecology Letters*, **7**, 601-613.

- Leirs H., Stuyck J., Verhagen R. & Verheyen W., 1990. Seasonal variation in growth of *Mastomys natalensis* (Smith, 1834) in Morogoro, Tanzania. *African Journal of Ecology*, **28**, 325-341.
- Leirs, H., Verhagen, R. and Verheyen, W., 1993. Productivity of different generation in a population of *Mastomys natalensis* rats in Tanzania. *Oikos*, **68**, 53- 60.
- Lejoly J., 1996. *Synthèse régionale sur la biodiversité végétale des ligneux dans les 6 sites du projet ECOFAC en Afrique Centrale*. AGRECO-CTFT, Bruxelles (Belgique).
- Levins R., 1970. Extinctions. In: *Some mathematical questions in biology*. American Mathematics Society, Providence, Rhode Island, **2**, 77-107.
- Lindenmayer D.B. & Fischer J., 2006. *Habitat fragmentation and landscape change*. Washington DC, (USA).
- Lingofa Bolaya D.R., 2012. *Etudes floristique et structurale des peuplements à Pericopsis elata (Harms) Van Meeuwen et à Julbernardia seretii (De Wild.) Troupin dans la forêt de plaine de Uma (RDC)*. DES : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Linzey A.V. & Kesner M.H., 1997. Small Mammals of Woodland Savannah Ecosystem in Zimbabwe, Density and Habitat occupancy Patterns. *Journal of Zoology*, **243**, 137-152.
- Lisingo wa Lisingo, J., 2009. *Typologie des forêts denses des environs de Kisangani par une méthode d'analyse phytosociologique multistrates*. DES : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Lokonda O.W., 2007. *Etude de l'effet de lisière sur la réaction ou pH du sol dans un paysage fragmenté de la cuvette centrale congolaise : cas de la Réserve forestière de Masako (Province Orientale, RD Congo)*. DEA : Université de Kisangani, FS (RD Congo).
- Loris L., 2009. *Analyse de la diversité floristique dans les diverses strates des forêts denses de Masako (Kisangani, RD Congo)*. DES: Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Lubini A., 1981. *Flore et végétation des jachères arbustives des zones périphériques de Kisangani (Haut-Zaïre)*. DES : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Lubini A., 1982. *Végétation messicole et post culturale de Kisangani et de la Tshopo (Haut Zaïre)*. Thèse de Doctorat : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).

- Lundrigan B.L., Jansa S.A. & Tucker P.K., 2002. Phylogenetic relationships in the genus *Mus*, based on paternally, maternally, and biparentally inherited characters. *Systematic Biology*, **51**, 410-431.
- Mabay K., 1994. *Contribution à l'étude structurale, des forêts primaire et secondaire de la Réserve de Masako*. Mémoire : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Magurran A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press, Cambridge.
- Magurran A.E., 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Publishing Company (United Kingdom).
- Mainardi S., 1998. An econometric analysis of factors affecting tropical and subtropical deforestation. *Agrekon*, **3**, 23-62.
- Makana M., 1986. *Contribution à l'étude floristique et écologique de la forêt à Gilbertiodendron dewevrei (De Wild) J. Léonard de Masako (Kisangani)*. Mémoire Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Makundi R.H., Massawe A.W. & Mulungu L.S., 2005. Rodent population fluctuations in three ecologically distinct locations in north-east, central and south-west Tanzania. *Belgian journal of zoology* **135**(Supplement), 159-165.
- Makundi R.H., Massawe A.W., Mulungu L.S. & Katakweba A., 2009. Species diversity and population dynamics of rodent in a farm-fallow field mosaic system in Central Tanzania. *African Journal of Ecology*, **48**, 313-320.
- Malcolm J.R. & Ray J.C., 2000. Influence of timber extraction routes on Central African small-mammal communities, forest structure and tree diversity. *Conservation Biology*, **14**(6), 1623-1638.
- Manson R.H. & Stiles E.W., 1998. Links between microhabitat preferences and seed predation by small mammals in old fields. *Oikos*, **82**(1), 37-50.
- Manson R.H., Ostfeld R.S. & Canham C.D., 2001. Long-term effects of rodent herbivores on tree invasion dynamics along forest-field edges. *Ecology*, **82**(12), 3320-3329.

- Mate M., 2001. *Croissance, phytomasse et minéralomasse des haies des légumineuses améliorantes en cultures en allées à Kisangani (R D Congo)*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences (Belgique).
- Mather A.S. & Needle C.L., 2000. The relationships of population and forest trends. *The Geographical Journal*, **166**, 2-13.
- Mazoyer M. & Roudart L., 2002. *Histoire des agriculteurs du monde. Du néolithique à la crise contemporaine*. Paris : Seuil.
- McDonald R.I. & Urban D.L., 2006. Edge effects on species composition and exotic species abundance in the North Carolina Piedmont. *Biological Invasions*, **8**, 1049-1060.
- Meentemeyer V. & Box E.O., 1987. Scale effects in landscape studies. In: T.M.G. *Landscape heterogeneity and disturbance*. Springer-Verlag, New York, 15-34.
- Meester J., Rautenbach I.L., Dippenaar N.J. & Baker C.M., 1986. Classification of southern African mammals. *Transv. Mus. Mongr*, **5**, 228-307.
- Mein P., Pickford M., Senut B., 2000. Late Miocene micromammals from the Harasib karst deposits, Namibia. Part 1. Large muroids and non-muroid rodents. *Communications of the Geological Survey of Namibia*, **12**, 375-390.
- Meniko T.H., 2010. *Etude de l'effet de lisière sur la distribution spatio-temporelle des Rongeurs dans un écosystème anthropisé en région tropicale: Réserve forestière de Masako (Kisangani, RDC)*. DES : Université de Kisangani, Faculté des Sciences Agronomiques (RD Congo).
- Meniko T. H., Sindani K., Ebuy A. & Lokombe D., 2011. Contribution à l'étude Structurale de la Forêt à *Brachystegia laurentii* (De Wild) de Biaro en Province Orientale (RD Congo). *Annales Institut Facultaire des Sciences Agronomiques de Yangambi*, **1**, 23-48.
- Merriam H.G., 1984. Connectivity : a fundamental characteristic of landscape pattern. In: J. Brandt. & P. Agger. *Methodology in landscape ecological research and planning*. Roskilde University Centre, Denmark, **1**, 5-15.
- Michaux J., Catzeflis F., 2000. The bushlike radiation of Muroid rodents is exemplified by the molecular phylogeny of the LCAT nuclear gene. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **17**, 280-293.

- Misonne X., 1969. African and Indo-Australian Muridae: Evolutionary trends. *Musée Royal d'Afrique Centrale, Tervuren. Zoology*, **172**, 1-219.
- Misonne X., 1974. Order Rodentia. In: Meester & Setzer. *The mammals of Africa: an identification manual*. Smithsonian Institut Press Editions, Washinton D.C., USA, 1-39.
- Monnier J.L., 1991. *La préhistoire de Bretagne et d'Armorique*. Ed. Jean Paul Gisserot (Coll. Les universels Gisserot)
- Montgelard C., Bentz S., Tirard C., Verneau O., Catzeflis F.M., 2002. Molecular systematics of Sciurognathi (Rodentia): the mitochondrial cytochrome b and 12S rRNA genes support the Anomaluroidae (Pedetidae and Anomaluridae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **22**, 220-233.
- Montgelard C., Matthee C.A., Robinson T.J., 2003. Molecular systematics of dormice (Rodentia: Gliridae) and the radiation of Graphiurus in Africa. *Proceedings of the Royal Society of London, series B – Biological Sciences*, **270**, 1947-1955.
- Mosango M., 1990. *Contribution à l'étude botanique et biogéochimique de l'écosystème forêt en région équatoriale (île Kongolo, Zaïre)*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences (Belgique).
- Mühlner S., Kormann U., Schmidt-Entling M.H., Herzog F. & Bailey D., 2010. Structural versus functional habitat connectivity measures to explain bird diversity in fragmented orchards. *Journal of Landscape Ecology*, **3**(1), 52-63.
- Mukinzi I., 2008. Contribution et structure du peuplement des Soricidae (*Soricomorpha, Mammalia*) de la Réserve forestière de la Yoko et de ses environs. (Kisangani, RD Congo). DES : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Mukinzi I., Katuala G.B., Kennis J., Gambalemoke M., Kadange N., Dudu A.M., Colyn M. & Hutterer R., 2005. Preliminary data on the biodiversity of rodents and insectivores (Mammalia) in the periphery of Kisangani (D.R.Congo). *Belgian Journal of Zoology*, **135** (Supplément), 133-140.
- Munro N.T., Fischer J., Wood J. & Lindenmayer D.B., 2009. Revegetation in agricultural areas : the development of structural complexity and floristic diversity. *Ecol. Appli*, **19**(5), 1197-1210.

- Murali K.S. & Hedge R., 1997. Patterns of tropical deforestation. *Journal of Tropical Forest Science*, **9**, 465-476.
- Musser G.G. & Carleton M.D., 2005. « Superfamily Muroidea ». In Wilson D. E., Reeder D. M. (eds.) : *Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference. John Hopkins University Press, Baltimore*, **3** (1,2), 894-1531.
- Nault A., 1996. Impact de la fragmentation de la forêt sur le maintien de la biodiversité au Québec. In: D. Cantin. & C. Potvin (éds). *L'utilisation durable des forêts québécoises. Les Presses de l'Université de Laval, Canada*, 82-88.
- Ndjango 1994. *Contribution à l'étude structurale de la forêt mixte de la Réserve de Faune à Okapi*. Mémoire : Université de Kisangani, Faculté des Sciences, (RD Congo).
- Neal B.R., 1977. Reproduction of the punctuated grass-mouse, *Lemniscomys striatus* in the Ruwenzori National Park, Uganda (Rodentia: Muridae). *Revue de Zoologie africaine*, **12**(2), 419-428.
- Ngo Bicng M.A., 2004. *Analyse de la structure spatiale des peuplements forestiers mélangés Chêne sessile (Quercus petraea) et Pin sylvestre (Pinus sylvestris) de la région Centre*. DEA : Université de Paris XI, Ecole Normale Supérieure, Paris (France).
- Ngongo M.L., Van Ranst E., Baert G., Kasongo E.L., Verdoodt A., Mujinya B.B. & Mukalay J.M., 2009. *Guide des sols en RD Congo*. Tome I: Etude et Gestion.
- Nicolas V., 2003. *Systématique et écologie des communautés afrotropicales de muridés (Mammalia : Rodentia) et de soricidés (Mammalia : Insectivora)*. Thèse de doctorat : Université de Rennes I (France).
- Nicolas V. & Colyn M., 2003. Seasonal variations in population and community structure of small rodents in a tropical forest of Gabon. *Canadian Journal of Zoology*, **6**, 1034-1046.
- Nicolas V., Barriere P. & Colyn M., 2003. Impact of removal pitfall trapping on the community of shrews (Mammalia: Soricidae) in two African tropical forest sites. *Mammalia*, **67**, 133-138.
- Nicolas V., Verheyen E., Verheyen W., Hulselmans J., Dillen M., Akpatou B., Dudu A., Wendelen W., Colyn M., 2005. Systematics of African lowland rainforest *Praomys*

- (Rodentia, Muridae) based on molecular and craniometrical data. *Zoological Journal of the Linnean Society*, **145**, 539-553.
- Nicolas V., Qu  rouil S., Verheyen E., Verheyen W., Mboumba J.F., Dillen M. & Colyn M., 2006. Mitochondrial phylogeny of African wood mice, genus *Hylomyscus* (Rodentia, Muridae): Implications for their taxonomy and biogeography. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **38**, 779-793.
- Nicolas V., Bryja J., Akpatou B., Konecny A., Lecompte E., Colyn M., Lalis A., Couloux A., Denys C. & Granjon L., 2008. Comparative Phylogeography of two sibling species of forest-dwelling rodent (*Praomys rostratus* and *Praomys tullbergi*) in West Africa: different reactions to past forest fragmentation. *Molecular Ecology*, **17**, 5118-5134.
- Nicolas V., Mboumba J.F., Verheyen E., Denys C., Lecompte E., Olayemi A., Missoup A.D., Katuala P. & Colyn M. 2008. Phylogeographic structure and regional history of *Lemniscomys striatus* (Rodentia: Muridae) in tropical Africa. *Journal of Biogeography*, **35**, 2074-2089.
- Noon B.R. & Dale V.H., 2002. Broad-scale ecological science and its application: 34-52. In: Gutzwiller K.J. (ed.). *Applying landscape ecology in biological conservation*. Springer, New York.
- Nyakabwa M., 1982. *Phytoc  nose de l'écosystème urbain de Kisangani*. Thèse de doctorat : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Odhiambo R., Makundi R., Leirs H. & Verhagen R., 2005. Community structure and seasonal abundance of rodents of maize farms in Southwestern Tanzania. *Belgian Journal of Zoology*, **135**(supplément), 113-118.
- Odhiambo R.O., Makundi R.H., Leirs H. & Verhagen R. 2008. Dietary selection in *Mastomys natalensis* (Rodentia: Muridae) in the maize agro-ecosystems of central and southwestern Tanzania. *Mammalia*, **72**, 169-177.
- Odum E.P., 1971. Fundamentals of ecology. *W.B. Saunders Co. Philadelphia*, **16**, 262-270.
- Otto H.J., 1998. *L'écologie forestière*. Paris (France).

- Ouma J.H., 1987. *Transmission of Schistosoma mansoni in an endemic area of Kenya with special reference to the role of human defaecation behaviour and sanitary practices*. PhD Thesis, University of Liverpool (United Kingdom).
- Paillat G. & Butet A., 1994. Fragmentation et connectivité dans les paysage: importance des habitats corridors pour les petits mammifères. *Arvicola*, **6**, 5-12.
- Pajunen T., Haila Y., Halme E., Niemela J. & Puntila P., 1995. Ground dwelling spiders (Arachnida, Araneae) in fragmentation old forests and surrounding managed forests in southern Finland. *Ecography*, **18**, 62-72.
- Papillon, Y., Gordon, M. and Delattre, P., 2006. Changes in a Sudano-Sahelian rodent community after slash-and-burn farming (Gonsé Forest, Burkina Faso). *Afr. Jour. Ecol*, **44**, 379-387.
- Pascal J.P., 2003. Notions sur les structures et dynamique des forêts tropicales humides. *Rev. For. LV. Numéro spécial*, 118-130.
- Pascal J.P. & Pélissier R., 1995. Structure and floristic composition of tropical evergreen forest in south-west India. *Journal of Tropical Ecology*, **12**, 191-214.
- Pereboom V., 2006. *Mode d'utilisation du milieu fragmenté par une espèce forestière aux habitudes discrètes, la martre des Pins Martes martes*. Thèse de doctorat : Université d'Angers (France).
- Pimentel D.S. & Tabarelli M., 2004. Seed dispersal of the palm *Attalea oleifera* in a remnant of the Brazilian Atlantic forest. *Biotropica*, **36**(1), 74-84.
- Pimm S.L., Jones H.L. & Diamond J.M., 1988. On the risk of extinction. *American Naturalist*, **132**, 757-785.
- Pourtier R., 1992. Migrations rurales et dynamiques de l'environnement. In: Pontié & Gaud (eds.). *Afrique contemporaine, environnement en Afrique*. Trimestre n°161 spécial. Publication Jean Jenger, Paris, 167-177.
- Querouil S., 2001. *Intérêts et limites de l'approche moléculaire pour aborder la biographie et la spéciation: l'exemple de quelques mammifères d'Afrique tropicale*. Thèse de doctorat : Université de Rennes (France).

- Rahm U., 1966. Les mammifères de la forêt équatoriale de l'Est du Congo. *Annales Musée Royal d'Afrique Centrale, Tervuren*, **149**(8), 38-121.
- Rahm U., 1967. Les Muridés des environs du Lac Kivu et des régions voisines d'Afrique centrale et leur écologie. *Revue Suisse de Zoologie*, **74**, 439-520.
- Raulier F., Ung C.H. & Ouellet D., 1996. Influence of social status on crown geometry and volume increment in regular and irregular black spruce stands. *Canadian Journal of Forest Research*, **26**, 1742-1753.
- Reitsma J.M., 1988. *Végétation forestière du Gabon*. The Tropenbos Fondation Edition (Pays Bas), 142 p.
- Retho B., Gaucherel C. & Inchausti P., 2008. Modeling spatially explicit population dynamics of *Pterostichus melanarius* L. (Coleoptera: Carabidae) in response to changes in the composition and configuration of agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, **84**, 191-199.
- Richards P.W., 1996. *The tropical rain forest*. Cambridge University Press, Cambridge, 2nd Edition, 575p.
- Ries L. & Fagan W.F., 2003: Habitat edges as a potential ecological trap for an insect predator. *Ecological Entomology*, **28**, 567-572.
- Ries L. & Sisk T.D., 2010. What is an edge species? The implications of sensitivity to habitat edges. *Oikos*, 1636-1642.
- Risser P., 1989. Landscape pattern and its effect on energy and nutrient distribution. In: I.S. Zonneveld and R.T.T. Forman. *Changing Landscapes: an ecological perspective*. Springer-Verlag, New York, 45-56.
- Risser G., Karr J.R., Forman R.T.T., 1983. *Landscape ecology directions and approaches, The Illinois Natural History Survey*. Natural resources Building 607 East Peabody Drive, Champaign, Illinois 61820.
- Robbins L.W. & Schlitter D.A., 1981. Systematic status of dormice (Rodentia: Gliridae) from southern Cameroun, Africa. *Annals of Carnegie Museum*, **50**(9), 271-288.
- Rodgers W.A., 1998. An introduction to the conservation of the Eastern Arc Mountains. *J. East Afr. Nat. Hist*, **87**, 7-18.

- Rosevear D.R., 1969. *The rodents of west Africa*. British Museum (Natural History), London, 604 p.
- Rudel T. & Roper J., 1997. The Paths to Rain Forest Destruction. Crossnational Patterns of Tropical Deforestation, 1975-1990. *World Development*, **25**, 53-65.
- Sabongo Y., 2015. *Etude comparative de la structure et de la diversité des forêts à Gilbertiodendron dewevrei (De Wild.) J. Léonard des régions de Kisangani et de l'Ituri (RD Congo)*. Thèse de doctorat : Université de Kisangani, Faculté des sciences (RD Congo).
- Saint Girons M.C., 1967. Etude du genre *Apodemus* Kaup, 1829 en France. *Mammalia*, **31**, 55-100.
- Saint-Girons H.C., 1977. Morphologie végétale et répartition des mammifères. *Bijdragen tot de Dierkunde*, **47**(1), 120-130.
- Sala O.E., Chapin F.S., III., Arnesto J.J., Berlow E., Bloomfield J., Dirzo R., Huber- Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney H.A., Oesterheld M., Iacuta Poff N.L., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M & Wall D.H., 2008. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, **287**, 1770-1774.
- Schlitter D.A., Robbins L.W. & Williams S.L., 1985. Taxonomic status of dormice (genus *Graphiurus*) from west and central Africa. *Annals of Carnegie Museum*, **54**(1), 1-9.
- Schnell R., 1971. *Introduction à la phytogéographie des pays tropicaux. Vol. II : les milieux, les Groupements végétaux*. Gauthier-Villars, Paris, 951p.
- Schouteden H. 1948. *Faune du Congo Belge et du Rwanda-Urundi I. Mammifères*. Annales du Musée Royal Congo Belge, Zoologie 1, 331 p.
- Serpantié G. & Devineau J.L, 1991. Le programme "interrelations systèmes écologiques-systèmes de culture en zone soudanienne (ouest-burkinabé)" : projet scientifique. In : Floret C. & G. Serpantié (Eds.). La jachère en Afrique de l'Ouest. *Colloques et Séminaires, Paris, Orstom*, 481-490.
- Sheppe W., 1972. The annual cycle of small mammal populations on a Zambian floodplain. *J. Mamm.* **53**(3), 445-460.

- Shimba S.M., 2008. *Etude floristique, écologique et phytosociologique des forêts de l'île Mbiye à Kisangani, RD Congo*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences (Belgique).
- Smith A.C., Koper N., Francis C.M & Fahrig L., 2009. Confronting collinearity: comparing methods for disentangling the effects of habitat loss and fragmentation. *Landscape Ecology*, **24**, 1271-1285.
- Soki K., 1994. *Biologie et écologie des termites (Isoptera) des forêts ombrophiles du Nord – Est du Zaïre (Kisangani)*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Faculté des sciences (Belgique).
- Solbrig O.T., 1991. *From genes to ecosystems: a research agenda for biodiversity*. IUBS-SCOPE-UNESCO, Paris (France).
- Solia S., 2007. *Contribution à l'application des mesures en carré aux espèces *Scorodophloeus zenkeri*, *Olax gambecola* et *Staudtia gabonensis* dans la cuvette centrale congolaise. Cas de la forêt à *Scorodophloeus zenkeri* HARMS de la Réserve de Loweo à Yangambi RDC*. DEA : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Sonke B., 1998. *Etudes floristiques et structurales des forêts de la Réserve de Faune du Dja (Cameroun)*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles (Belgique).
- Sounon Bouko B., 2001. *Facteurs pédologiques, biologiques et socioéconomiques de mise en jachère des terres dans le secteur de Wari-Marô-Igbomakoro*. DEA : Université d'Abomey-Calavi, FLASH UNB (Benin).
- Stamps J.A., Buechner M., Krishnan V.V., 1987. The effect of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *American Naturalist*, **129**, 533-552.
- Steppan S.J., Adkins R.M., Anderson J., 2004. Phylogeny and divergence-date estimates of rapid radiations in Muroid rodents based on multiple nuclear genes. *Systematic Biology*, **53**, 533-553.
- Stine P.A. & Hunsaker C.T., 2001. An introduction to uncertainty issues for spatial data used in ecological applications : 91-107. In: C.T. Hunsaker, M. Goodchild, M.A. Friedl. and T.J. Case. (eds.). *Spatial uncertainty in ecology - Implications for remote sensing and GIS applications*. Springer, New York (USA).

- Strayer D.L., Power M.E., Fagan W.F., Pickett S.T.A. & Belnap J., 2003. A classification of ecological boundaries. *Bioscience*, **53**, 723-729.
- Swihart R.K., Gehring T.M., Kolozsvary M.B. & Nupp T.E., 2003. Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions*, **9**, 1-18.
- Talon, B., Carcaillet, C et Thinon, M., 1998. Études pédoanthracologiques des variations de la limite supérieure des arbres au cours de l'Holocène dans les alpes françaises : in *Géographie physique et Quaternaire*, **52(2)**, 195-208.
- Tarrant K.A., Johnson I.P., Flowerdew J.R. & Greig-Smith P.W. 1990. Effects of pesticide applications on small mammals in arable fields and the recovery of their populations. *Thornton Heath*, **1**, 173-182.
- Taylor P.D., Fahrig L., Hencin K. & Merriam H.G., 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, **68**, 571-573.
- Taylor P.D., Fahrig L. & With K., 2006. Landscape connectivity: A return to basics. In: K.R. Crooks & M. Sanjayan. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, Royaume-Uni, 29-43.
- Trojan P. & Wojciechowska B., 1964. The distribution of small rodents and its causes. *Ekologia Polska-Seria A*, **12(21)**, 369-376.
- Turner G.T., Hansen R.M., Reid V.H., Teitjen H.P. & Ward A.L., 1993. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **20**, 171-197.
- Turner II B.L., Clark W.C., Kates R.W., Richards J.F., Mathews J.T. & Meyer W.B., 1990. *The earth as transformed by human action. Global and regional changes in the biosphere over the past 300 years*. Cambridge University Press (with Clark University): Cambridge, New York.
- Turner II B.L., Moss R.H. & Skole D.L., 1993. *Relating land use and global land-cover change. A proposal for IGBP-HDP core project. A report from the IGBP /HDP Working Group on Land-Use/Land-Cover Change*. Stockholm (Suède).

- Granjon L., Duplantier J.M., Catalan J., Britton-Davidian J., 1997. Systematics of the genus *Mastomys* (Thomas, 1915) (Rodentia: Muridae). *Belgian Journal of Zoology*, **127**, 7-18.
- Granjon L. & Duplantier J.M., 2009. *Les rongeurs de l'Afrique Sahélo-soudanienne*. Publications Scientifiques du Muséum IRD Eds, Collection Faune et Flore tropicales, **43**, Marseille (France).
- Green C.A., Keogh H., Gordon D.H., Pinto M. & Hartwig E.K., 1980. The distribution, identification and naming of the *Mastomys natalensis* species complex in southern Africa (Rodentia, Muridae). *Journal of Zoology*, **192**, 17-23.
- Groves R.H., 1998. Ecological indicators of landscape degradation. In: P.W. Rundel., G. Montenegro. and F.M. Jaksic. *Landscape disturbance and biodiversity in mediterranean-type ecosystems*. (eds.) Springer, Berlin Heidelberg, New York, 55-62.
- Guénet J.L. & Bonhomme F., 2003. Wild mice: An ever-increasing contribution to a popular mammalian model. *Trends in Genetics*, **19**(1), 24-31.
- Guillotin M., 1981. Données écologiques sur les petits rongeurs myomorphes de la forêt équatoriale (Région de M'Baiki, République Centrafricaine). *Mammalia*, **44**, 423-484.
- Guillotin M., 1982. Place de *Proechymys cuvieri* (Rodentia, Echyimidae) dans les peuplements micromammaliens terrestres de la forêt guyanaise. *Mammalia*, **46**, 299-318.
- Habiyaremye M.K., 1995. *Etude phytosociologique de la dorsale orientale du lac Kivu (Rwanda)*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Bruxelles (Belgique), 376p.
- Hammer O., Harper D.A.T. & Ryan P.D., 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* **4**(1), 1-9.
- Hansen M.C., Stehman S.V., Potapov P.V., Loveland T.R., Townshend J.R.G., DeFries R.S., Pittman K.W., Arunarwati B., Stolle F., Steininger M.K., Carroll M. & Dimiceli C., 2008. Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **105**, 439-9444.
- Hanski I., 1989. Metapopulation dynamics. Does it help to have more the same. *TREE*, **4**, 113-114.

- Hanski I., 1991. Single species metapopulation dynamics : concepts, models and observations. *Biol. J. Lin. Soc*, **42**, 17-38.
- Hanski I., 1991. Single-species metapopulation dynamics: concepts, models and observations. In: M. Gilpin and I. Hanski. *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press, San Diego, 17-38.
- Hanski I., 1998. Metapopulation dynamics. *Nature*, **396**, 41-49.
- Hanski I., 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Annales Fennici Zoologici*, **37**, 271-280.
- Hanski I., 2005. Landscape fragmentation, biodiversity loss and societal response. *Embo Reports*, **6**, 388-392.
- Happold D.C.D., 1974. The small Rodents of Forest-savannah farmland association near Ibadan, Nigeria, with observation on reproduction biology. *Revue Zoologique Africaine*, **88**(4), 814-836.
- Happold D.C.D., 1977. A population study of small rodents in the tropical rainforest of Nigeria. *Terre Vie*, **31**, 385-485.
- Happold D.C.D., 1979. Age structure of a population of *Praomys tullbergi* (Muridae, Rodentia) in Nigerian rain forests. *Terre & Vie*, **33**, 253-274.
- Happold D.C.D., 1983. Rodents and Lagomorphs. *Trop.Savanas*, **16**, 363-400.
- Happold D.C.D., 1996. Mammals of the Guinea-Congo rain forest. *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh*, **104**(B), 243-284.
- Harison J.L., 1969. The abundance and population density of mammals in Malayan lowland forest. *Malayan Naturalist Journal*, **22**, 174-178.
- Harison J.L., 1969. The abundance and population density of mammals in Malayan lowland forest. *Malayan Naturalist Journal*, **22**, 174-178.
- Harper K.A., Macdonald S.E., Burton P.J., Chen J.Q., Brosofske K.D., Saunders S.C., Euskirchen E.S., Roberts D., Jaiteh M.S. & Esseen, P.A. 2005. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, **19**, 768-782.

- Harrison S., 1991. Local extinction in a metapopulation context : an empirical evaluation. In : M. Gilpin and I. Hanski. *Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations*. Academic Press. San Diego, 73-88.
- Hartenberger J.L., 1998. Description de la radiation des Rodentia (Mammalia) du Paléocène supérieur au Miocène ; incidences phylogénétiques. *Comptes rendus de l'Académie des sciences Paris, sciences de la terre et des planètes*, 326, 439-444.
- Hastings A. & Wolin C.L., 1989. Within-patch dynamics in a metapopulation. *Ecology*, 70, 1261-1266.
- Hatt R.T., 1940. Lagomorpha and Rodentia other than Sciuridae, Anomaluridae and Idiuridae collected by the American Museum Congo Expedition. *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 76, 457-604.
- Henle K., Lindenmayer D.B., Margules C.R., Saundres D.A. & Wissel C., 2004. Species survival in fragmented landscapes: Where are we now? *Biodiversity and Conservation*, 13: 1-8.
- Henshaw B., 2006. Oiseaux forestiers dans les zones urbaines : besoins des espèces sensibles à la superficie de l'habitat. (http://www.on.ec.gc.ca/wildlife/factsheets/fs_forestbirds-f.html).
- Herlin I.L.S., 2001. Approaches to forest edges as dynamic structures and functional concepts. *Landscape Research*, 26, 27-43.
- Hessou C., 2003. *Contribution à l'aménagement de la forêt classée de l'Ouémé-Boukou : Structure, dynamique des différentes formations et périodicité de coupe*. Diplôme d'Etudes Supérieures Spécialisées en Aménagement et Gestion des Ressources Naturelles : Université d'Abomey-Calavi, Faculté des Sciences Agronomiques (Benin).
- Heymans J.C. 1996. *L'élevage de l'aulacode (Thryonomys swinderianus)*. Institut vétérinaire tropical, Université de Liège, 79 p.
- Hoffman A. & Zeller U., 2005. Influence of variations in land use intensity on species diversity and abundance of small mammals in the Nama Karoo, Namibia. *Belgian Journal of Zoology* 135 (supplement), 91-96.

- Holden M.E., 2005. Family Gliriidae. In: Mammals species of the World: A taxonomic and Geographic reference. (Eds.) Wilson D.E. & Reeder D.M. *The Johns Hopkins University Press, Baltimore*, 2, 819-843.
- Horskins K., Mather P.B. & Wilson J.C., 2006. Corridors and connectivity: When use land function do not equate. *Landscape Ecology*, 21, 641-655.
- Huchon D., Madsen O., Sibbald M.J.J.B., Ament K., Stanhope M.J., Catzeflis F., De Jong W.W., Douzery E.J.P., 2002. Rodent phylogeny and a timescale for the evolution of Glires: evidence from an extensive taxon sampling using three nuclear genes. *Molecular Biology and Evolution*, 19, 1053-1065.
- Hunhyet O.P.K., 2000. *Contribution à l'aménagement participatif de la forêt classée des Monts-Kouffé: Structure et dynamique des principaux groupements végétaux. Périodicité de coupe*. Thèse d'Ingénieur Agronome : Université Nationale du Bénin, Faculté des Sciences Agronomiques (Benin).
- Hunkeler P., 1974. Les cestodes parasites des petits mammifères (Rongeurs et Insectivores) de Côte d'Ivoire et de Haute-Volta. *Revue Suisse de Zoologie*, 80, 809-930.
- Ibanda K., 2012. *Etude écologique des forêts semi-caducifoliées à Gilletiodendron kisantuense (Vermoesen ex De Wild.) J. Léonard dans la Réserve forestière de Yoko (Ubundu, RD Congo)*. DES : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Imbeau L., Drapeau P. & Morkoren M., 2003. Are forests birds categorised as « edge species » strictly associated with edge? *Ecography*, 26, 514-520.
- INS, 2009. *Bulletin des statistiques générales*. 2ème trimestre 2009.
- Iorgulescu I. & Schlaepfer R., 2002. *Paysage en tant qu'écocomplexe : définition, types, caractéristiques, fonctionnement et fonctions*. Fiche d'enseignement 4.1, Laboratoire de Gestion des Ecosystèmes, Ecole Polytechnique de Lausanne (Suisse).
- Iskandar D., Duplantier J.M., Bonhomme F., Peter F. & Thale L., 1988. Mise en évidence de deux espèces jumelles sympatriques du genre *Hylomyscus* dans le nord-est du Gabon. *Mammalia*, 52 (1), 126-130.
- Iyawe J., 1988. Distribution of small rodents and shrews in a lowland rain forest zone of Nigeria, with observations on their reproductive biology. *African Journal of Ecology*, 26(3), 189-195.

- Iyongo W.M., 2008. *Etude des effets de lisière sur les populations de rongeurs dans la Réserve forestière de Masako (Kisangani, RD Congo)*. DEA : Université Libre de Bruxelles, Faculté des Sciences, Bruxelles (Belgique).
- Iyongo W.M., 2013. *Effets de lisière sur la biodiversité des Rongeurs dans la Réserve forestière de Masako, un écosystème fragmenté (Kisangani, RD Congo)*. Thèse de doctorat : Université Libre de Bruxelles, Faculté des sciences, Bruxelles (Belgique).
- Iyongo W.M., Visser M., Verheyen E., Leirs H., Dudu A., Ulyel A. et Bogaert J., 2009a. Etude préliminaire des effets de lisière sur quatre espèces de rongeurs dans la Réserve Forestière de Masako (Kisangani, RD Congo). *Annales ISEA*, 4, 156-167.
- Iyongo W.M., Visser M., Verheyen E., Leirs H., Iyongo B., Ulyel A. & Bogaert J., 2009b. Etude préliminaire des effets de la fragmentation des forêts sur la similarité des habitats et leurs richesses en espèces des rongeurs (Masako, RD Congo). *Annales ISEA*, 4, 177-186.
- Iyongo W.M., Visser M., De Cannière C., Verheyen E., Dudu A., Ulyel A. & Bogaert, J., 2012. Anthropisation et effets de lisière : impacts sur la diversité des rongeurs dans la Réserve forestière de Masako (Kisangani, RD Congo). *Tropical Conservation Science*, 5(3), 270-283.
- Iyongo W.M., De Cannière C., Ulyel J., Dudu .A., Bukasa K., Verheyen E. & Bogaert J., 2013. Effets de lisière et sex-ratio de rongeurs forestiers dans un écosystème fragmenté en République Démocratique du Congo (Réserve de Masako, Kisangani). *Tropicicultura*, 31(1), 3-9.
- Jansa S.A., Weksler M., 2004. Phylogeny of muroid rodents: relationships within and among major lineages as determined by IRBP gene sequences. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 31, 256-276.
- Jeffrey S.M., 1977. Rodent ecology and land use in western Ghana. *Journal of Applied Ecology*, 14, 741-755.
- Jooste J.F. & Palmer N.G., 1982. The distribution and habitat preference of small mammals in the Rolfontein Nature Reserve. *South African Journal of Wildlife Research*, 12(1): 26-35.

- Juakaly M.J., 2002. *Macrofaune et mésofaune du sol dans un système de cultures sur brûlis en zone équatoriale (Masako, Kisangani, RD Congo)*. DES : Université de Kisangani, Faculté des Sciences, Kisangani (RD Congo).
- Juakaly M.J., 2007. *Résilience et écologie des araignées du sol d'une forêt équatoriale de basse altitude (Réserve forestière de Masako, Kisangani, RD Congo)*. Thèse doctorat : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Juo A.S.R. & Wilding., 1996. *Soils of the lowland forests of West and Central Africa*. Proc. R. Soc. Edinburgh, 104(B), 15-29.
- Kahindo M., 1988. *Contribution à l'étude floristique et phytosociologique de la Réserve forestière de Masako (Haut-Zaïre)*. Mémoire, Faculté des Sciences, Unikis: p5-30.
- Kahindo M., 1988. *Contribution à l'étude floristique et phytosociologique de la Réserve forestière de Masako (Haut-Zaïre)*. Mémoire, Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo) p5-30.
- Kahindo M., 2011. *Potentiel en Produits Forestiers Autres que le Bois d'oeuvre dans les formations forestières de la région de Kisangani. Cas des rotins Eremospatha haullevilleana De Wild. et Laccosperma secundiflorum (P. Beauv.) Kuntze de la Réserve forestière de Yoko (Province Orientale, RD Congo)*. Thèse de doctorat : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Katusi L., 2015. *Ecologie de Guarea cedrata (A. Chev.) Pellegr. Et Guarea thompsonii Sprague & Hutch. dans les forêts des environs de Kisangani : Cas des Réserves forestières de Yoko et de Biosphère de Yangambi (Province Orientale, RD Congo)*. Thèse de doctorat : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Kaimowitz D. & Angelsen A., 1998. *Economic models of tropical deforestation. A review*. Revue du CIFOR, Center for International Forestry Research, Bogor, Indonesia.
- Kan Kouassi S., Nicolas V., Aniskine V., Lalis A., Cruaud C., Couloux A., Colyn M., Dosso M., Koivogui L., Verheyen E., Akoua-Koffi C., Denys C., 2008. Taxonomy and biogeography of the African Pygmy mice, Subgenus Nannomys (Rodentia, Murinae, Mus) in Ivory Coast and Guinea (West Africa). *Mammalia*, 72, 237-252.

- Turner II .B.L. & Meyer W.B., 1994. Global land use and land-cover change change: an overview. In: W.B. Meyer and B.L. Turner II. *Changes in land use and land cover: a global perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, 3-10.
- Ung C.H., Raulier F., Ouellet D. & Dhote J.F., 1997. L'indice de compétition interindividuelle de Schutz. *Canadian Journal of Forest Research*, **27**, 521-526.
- Upoki A., 2001. *Etude du peuplement en Bulbuls (Pycnonotidae, Passeriformes) dans la réserve forestière de Masako à Kisangani (RD Congo)*. Thèse de doctorat : Université de Kisangani, Faculté des Sciences (RD Congo).
- Van der Straeten E. & Dudu A.M. 1990. Systematics and distribution of Praomys from the Masako Forest Reserve (Zaïre), with the description of a new species. *Museum Alexander Koenig, Bonn*, 73-83.
- Van der Straeten E., 1984. Etude biométrique des genres Deomys et Stochomys, avec quelques notes taxonomiques (Mammalia, Muridae). *Revue de Zoologie Africaine*, **98**, 771-798.
- Van Wambeke A. & Evrard C., 1954. *Notice explicative de la carte des sols et de la végétation du Congo belge et du Ruanda-Urundi*. 6. Yangambi : planchette 1 : Weko, A et B. Bruxelles: Publication INEAC, 1-23.
- Vanpeene B.S., 1998. *Transformations des paysages et dynamique de la biodiversité végétale. Les écotones, un concept clé pour l'étude des végétations post-culturelles. L'exemple de la commune d'Aussois (Savoie)*. Thèse de doctorat : Cemagref, Sciences de l'Environnement, Grenoble (France).
- Veldkamp A. & Lambin E.F., 2001. Predicting land-use change. *Agric. Ecosyst. Environ*, **85**(1-3), 1-6.
- Verheyen W., Hulsemans J., Dierckx T. & Verheyen E., 2002. The Lophuromys flavopunctatus Thomas, 1888 species complex: a craniometric study, with the description and genetic characterization of two new species (Rodentia-Muridae Africa). *Bulletin de l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Biologie*, **72**, 141-182.
- Verheyen K., Honnay O., Motzkin G., Hermy M. & Foster D.R., 2003. Response of forest plant species to land-use change: A life-history trait-based approach. *Journal of Ecology*, **91**, 563-577.

- Vernet J.L., 1997. *L'homme et la forêt méditerranéenne de la préhistoire à nos jours*. Ed. Errance, Coll. Des Hespérides, Paris (France).
- Verschuren J., Van der Straeten E. & Verheyen W., 1983. *Rongeurs - exploration du Parc National des Virunga*. Fonds de Recherches Scientifiques, Belgique, 121 p.
- Walker R.T., 1987. Land use transition and deforestation in developing countries. *Geographical Analysis*, **19**, 18-30.
- Walker S., Barstow W.J., Steel J.B., Rapson G.L., Smith B., King W.M. & Cottam Y.H., 2003. Properties of ecotones : evidence from five ecotones objectively determined from a coastal vegetation gradient. *Journal of Vegetation Science*, **14**, 579-590.
- Wetshi L., Biya M. & Ruelle J., 1988. Observations sur l'importance relative des voies d'approvisionnement du gibier mammalien vendu au Marché Central de Kisangani (Zaïre). *Annales Faculté des Sciences UNIKIS*, **5**, 105-114.
- White L.J.T., 1994. The effects of commercial mechanized selective logging on a transect in lowland rainforest in the Lope Reserve, Gabon. *Journal of Tropical Ecology*, **10**, 313-322.
- White L.J.T. & Edwards A., 2000. *Conservation en forêt pluviale africaine: méthodes de recherche*. The Wildlife Conservation Society, New-York, Nombreuses illustrations (USA).
- Wiens J.A., 1995. Landscape mosaics and ecological theory. In: L. Hansson., L. Fahrig & G. Merriam. *Mosaic landscape and ecological processes*. Chapman, Hall. London, 1-26.
- Wiens J.A., 1997. Metapopulation dynamics and landscape ecology. In: I. Hanski & M. Gilpin (Eds). *Metapopulation biology: ecology, genetics and evolution*. Academic press, San Diego, 43-62.
- Wiens J.A., 1999. Landscape ecology: the science and the action. *Landscape Ecol*, 14-88.
- Wiens J.A., Crawford C.S. & Gosz J.R., 1985. Boundary dynamics : a conceptual framework for studying landscape ecosystems. *Oikos*, **45**, 421-427.
- Wilcox B.A & Murphy D.D., 1985. Conservation Biology : The effects of fragmentation on extinction. *American Naturalist*, **125**, 879-887.

Wilson E.O., 1988. *Biodiversity*. Natn. Acad. Press, Washington.

With K.A., 2004. Metapopulation dynamics: perspectives from landscape ecology. In: I. Hanski., O. Gaggiotti. (Eds): *Ecology, Genetics and Evolution of Metapopulations*. Academic Press, San Diego, 23-44.

Wolf M. & Batzli G., 2004. Forest edge-high or low quality habitat for white-footed mice (*Peromyscus leucopus*)? *Ecology*, **85**(3): 756-769.

Yarrow M.M. & Marin V.H., 2007. Toward conceptual cohesiveness: A historical analysis of the theory and utility of ecological boundaries and transition zones. *Ecosystems*, **10**, 462-476.

Zobel B.J. & Van Buijtenen J.P., 1989. *Wood variation, its causes and control*. Springer-Verlag, Berlin (Allemagne).

ANNEXES

Annexe 2 : Tableau récapitulatif des espèces de Rongeurs capturés à Masako. Deux périodes de récoltes et deux méthodes ont été utilisés. FP : Forêt Primaire ; FSv : Forêt Secondaire Vieille ; FSj : Forêt Secondaire Jeune ; Ls (JA-FSj) : Lisière Jachère adulte Forêt secondaire jeune ; JV : Jachère Vieille ; JA : Jachère Adulte ; JJ : Jachère Jeune.

Familles	Espèces	FP	FSv	FSj	Ls (JA-FSj)	JV	JA	JJ
Nesomyidae	<i>Deomys ferrugineus</i>	55	38	15	5	9	2	2
	<i>Hybomys cf. lunaris</i>	5	16	18	8	11	6	3
	<i>Hylomyscus aeta</i>	0	2	-	-	0	-	0
	<i>Hylomyscus parvus</i>	2	2	-	-	0	-	6
	<i>Hylomyscus spp</i>	-	-	14	22	-	12	-
	<i>Hylomyscus stella</i>	23	22	-	-	14	-	53
	<i>Lemniscomys striatus</i>	0	0	0	2	0	2	7
	<i>Lophuromys dudui</i>	4	8	8	12	21	16	22
	<i>Malacomys longipes</i>	0	1	7	9	0	0	0
	<i>Mastomys natalensis</i>	0	0	0	0	0	2	0
	<i>Nannomys cf. grata</i>	0	0	2	0	3	7	24
	<i>Oenomys hypoxanthus</i>	0	1	0	0	0	1	0
	<i>Praomys cf. jacksoni</i>	96	181	-	-	126	-	120
	<i>Praomys misonnei</i>	16	24	-	-	14	-	10
	<i>Praomys spp</i>	-	-	70	13	-	62	-
	<i>Stochomys longicaudatus</i>	2	2	13	13	7	6	6
Gliridae	<i>Graphiurus lorrainus</i>	1	1	1	0	0	0	0
	<i>Graphiurus surdus</i>	0	1	0	0	0	0	1
Total		204	299	148	84	205	116	254

Annexe 3 : Communications scientifiques

1. Diversité des habitats et effets de lisière sur les populations de Rongeurs (*Rodentia : Mammalia*) en zone de contact forêt-jachère dans la Réserve forestière de Masako, Kisangani, R.D.Congo : Etude de cas.

Poster présenté à la première conférence internationale sur la biodiversité dans le Bassin du Congo, Kisangani, République Démocratique du Congo.

Conférence organisée par : Consortium Congo 2010 (l'Université de Kisangani, le Musée royal de l'Afrique centrale, l'Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, le Jardin botanique Meise) et le Centre de Surveillance de la Biodiversité à Kisangani.

2. Diversité et structure démographique des populations de Rongeurs (*Rodentia: Mammalia*) suivant un gradient d'anthropisation dans la Réserve forestière de Masako (Kisangani, R.D.Congo).

Resumé et communication orale retenus au : « congrès international ZOOLOGY 2014 » tenu à Liège (Belgique), du 12 au 13 décembre 2014.

Congrès organisé par : Institut de Zoologie de Liège (Belgique).

Annexe 4 : Participation aux colloques internationaux

I. Participation aux colloques internationaux

Du 06 au 10 Juin 2014, KISANGANI : Participation à la première Conférence Internationale sur la Biodiversité du Bassin du Congo organisée par le Consortium Congo 2010 et le Centre de Surveillance de la Biodiversité (CSB) à Kisangani (Université de Kisangani, RD Congo).

7 Février 2014 GEMBLOUX : Participation au 19th symposium sur les sciences biologiques appliquées (Université de Liège, Gembloux Agro-BioTech, Belgique).

19 Décembre 2013, GEMBLOUX : Participation au colloque international sur les « Territoires périurbains : Développement, Enjeux et Perspectives dans les pays du sud » organisé par PACODEL (Université de Liège, Gembloux Agro-BioTech, Belgique).

16 Mars 2013, LOUVAIN LA NEUVE : Participation à la journée d'étude « La Science au service de la conservation de la biodiversité » organisé par l'Université Catholique de Louvain et Natagora (Université Catholique de Louvain, Louvain la Neuve, Belgique).

17 Décembre 2012, TERVUREN: Congo Network - Final Workshop au Musée Royal d'Afrique Centrale dans le cadre de l'Initiative Congo Biodiversité (Musée Royal d'Afrique Centrale, Tervuren, Belgique).

7 Décembre 2011, GEMBLOUX : Séminaire international sur "Quelle politique mettre en œuvre pour accroître la sécurité alimentaire en R.D.Congo en consolidant l'agriculture familiale?" (Université de Liège, Gembloux Agro-BioTech, Belgique).