



**UNIVERSIDADE  
E D U A R D O  
MONDLANE**

**FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL**

**Mestrado em Maneio e Conservação da Biodiversidade**

**Avaliação da Biodiversidade Faunística em Diferentes Níveis de Cobertura  
Florestal na Província de Manica**

**Autor:**

Dionísio Virgílio Roque

**Supervisor:**

Prof. Doutor Valério Macandza

Maputo, Outubro de 2015

---

---

---

**FACULDADE DE AGRONOMIA E ENGENHARIA FLORESTAL**

MESTRADO EM MANEIO E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

**Avaliação da Biodiversidade Faunística em Diferentes Níveis de Cobertura Florestal na  
Província de Manica**

Dissertação apresentada à Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal, da Universidade Eduardo Mondlane, como parte das exigências para obtenção do Grau de Mestre em Maneio e Conservação da Biodiversidade

**Autor:** Dionísio Virgílio Roque

**Supervisor:** Valério Macandza (PhD)

Maputo, Outubro de 2015

---

## **DEDICATÓRIA**

Dedico este trabalho a minha amada e querida esposa, Teresa Assucênia Salvador Cumaio Roque e a minha flor que nunca murcha, Alícia Dionísio Roque, que diante de todas dificuldades, sempre merecí delas um olhar de admiração e uma palavra de motivação.

A memória do meu pai, Virgílio Roque Chihale, que embora não se encontrando no mundo dos vivos, permanece no meu coração pela cultura académica que sempre me incutiu. A minha mãe, Rosa Mulunguana Massango, pelo apoio permanente.

### **DECLARAÇÃO DE HONRA**

Declaro por minha honra, que o presente trabalho é resultado da minha pesquisa e nunca foi apresentado para obtenção de qualquer outro grau académico ou publicação, estando mencionadas todas as fontes usadas na sua elaboração. Esta dissertação é apresentada em cumprimento parcial dos requisitos para a obtenção do grau de mestre, da Universidade Eduardo Mondlane.

Maputo, Dezembro de 2015

---

(Dionísio Virgílio Roque)

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço em primeiro lugar a Deus pai, pelo chamamento à vida e pelo facto de ser guardião da mesma;

Ao Projecto TREDD pelo financiamento do trabalho em parceria com a UEM e ESTEC;

Ao meu supervisor Prof. Doutor Valério Macandza pelo excelente e inestimável apoio e orientação durante a concepção do projecto, colecta de dados no campo e elaboração do trabalho final;

Ao Prof. Doutor Almeida Siteo pela orientação durante a colheita de dados no campo e acompanhamento na elaboração do trabalho final;

A minha esposa e filha que desde o início do curso até ao trabalho final, apoiram-me e motivaram-me incondicionalmente;

As minhas colegas do campo, Sandra, Alba, Flávia e Adelaide, pelo companheirismo, espírito académico e trabalho em equipa;

Aos Senhores Macamo, Rafael, Machava e Nacamo pela paciência durante a colecta de dados no campo, ao Eng. Crimildo Teles pelas dicas durante a elaboração do trabalho final;

A todos colegas da turma do curso de Maneio e Conservação da Biodiversidade edição de 2012 pelo apoio durante o curso;

Aos Técnicos do SDAE e Guias de campo dos distritos de Tambara, Macossa, Gondola, Sussundenga e Mossurize, pela paciência e acompanhamento durante a colecta de dados;

A todos que directa ou indirectamente contribuíram para a realização deste trabalho, vai o meu “*Nabhonga*”.

<b>ÍNDICE</b>	<b>Página</b>
DEDICATÓRIA .....	i
DECLARAÇÃO DE HONRA.....	ii
AGRADECIMENTOS .....	iii
ÍNDICE.....	iv
LISTA DE TABELAS.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE ANEXOS.....	x
RESUMO.....	xi
LISTA DE ABREVIATURAS .....	xii
1. INTRODUÇÃO .....	1
1.1. Problema e justificação de estudo .....	4
1.2. Objectivos.....	6
1.2.1. Geral .....	6
1.2.2. Específicos.....	6
1.3. Hipóteses .....	6
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	7
2.1. Cobertura actual das florestas em Moçambique e mudanças históricas .....	7
2.1.1. Desmatamento e degradação florestal em Moçambique .....	8
2.2. Principais causas do desmatamento e degradação florestal e seu impacto na fauna.....	8
2.2.1. Causas da redução da cobertura florestal na província de Manica.....	11
2.3. Relação entre a fauna e seu habitat .....	11
2.4. Factores determinantes na diversidade e abundância da fauna selvagem.....	12
2.5. Perda, fragmentação e heterogeneidade de habitat .....	14

2.5.1. Perda e fragmentação de habitat .....	14
2.5.2. Heterogeneidade de habitat .....	15
2.6. Perturbações ecológicas e biodiversidade .....	16
2.7. Medição da diversidade faunística .....	16
2.8. Regimes de uso florestal na Província de Manica.....	19
3. MATERIAIS E MÉTODOS .....	21
3.1. Descrição da área de estudo .....	21
3.1.1. Localização geográfica .....	21
3.1.2. Clima .....	22
3.1.3. Relevo/Topografia .....	22
3.1.4. Solos .....	23
3.1.5. Hidrografia.....	23
3.1.6. Flora e Fauna .....	23
3.1.7. População e actividades económicas .....	26
3.2. Desenho experimental e estabelecimento dos pontos de amostragem .....	27
3.3. Recolha de dados no campo .....	28
3.3.1. Determinação da diversidade $\alpha$ e $\beta$ nos níveis de cobertura florestal e regimes de uso florestal.....	28
3.3.2. Determinação da densidade das aves nos níveis de cobertura florestal e regimes de uso florestal.....	30
3.4. Análise de dados.....	31
3.4.1. Determinação da diversidade $\alpha$ e $\beta$ nos níveis de cobertura florestal e regimes de uso florestal.....	32
3.4.2. Determinação da frequência de ocorrência da mastofauna, herpetofauna e densidade das aves nos níveis de cobertura florestal e regimes de uso florestal.....	33

3.5. Limitações do estudo.....	35
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	36
4.1. Determinação da diversidade $\alpha$ e $\beta$ nos níveis de cobertura florestal e regimes de uso florestal.....	36
4.2. Frequência das espécies de mastofauna e herpetofauna nos níveis de cobertura e regimes de uso florestal .....	46
4.3. Densidade da avifauna em diferentes níveis de cobertura e regimes de uso florestal ..	49
5. CONCLUSÕES .....	54
6. RECOMENDAÇÕES .....	55
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	56
ANEXOS .....	67



**LISTA DE TABELAS**

**Página**

Tabela 1. Causas da redução da cobertura florestal na província de Manica ..... 11

Tabela 2. Número de transectos para mastofauna e herpetofauna por nível de cobertura florestal  
.....30

Tabela 3. Número de pontos de observação de aves por nível de cobertura florestal .....31

Tabela 4. Densidade de aves por hectare entre os níveis de cobertura e regimes de uso florestal  
.....50

**LISTA DE FIGURAS**

**Página**

Figura 1. Cobertura florestal de Moçambique .....7

Figura 2. Padrão de substituição de espécies (*turnover*) e aninhamento em três comunidades diferentes..... 19

Figura 3. Mapa de localização da província de Manica e cobertura de terra nos diferentes distritos.....21

Figura 4. Representação esquemática do gradiente de perturbação florestal causada pelas comunidades locais .....28

Figura 5. Mapas de localização dos pontos de amostragem nos distritos de estudo .....29

Figura 6. Locais de colocação da gaiola Sherman com isca.....30

Figura 7. Riqueza de espécies (S) de fauna entre os níveis de cobertura florestal .....36

Figura 8. Número de espécies das famílias de maior riqueza por nível de cobertura florestal37

Figura 9. Riqueza de espécies (S) de fauna entre os regimes cobertura florestal .....39

Figura 10. Similaridade das comunidades da fauna entre os níveis de cobertura florestal ....40

Figura 11. Dendrograma de similaridade da fauna entre níveis de cobertura florestal .....40

Figura 12. Similaridade das comunidades da fauna entre os regimes de cobertura florestal ..42

Figura 13. Dendrograma de similaridade da fauna entre regimes de cobertura florestal .....42

Figura 14. Substituição (*turnover*) das espécies nas comunidades faunísticas entre os níveis de cobertura florestal .....43

Figura 15. Aninhamento das espécies nas comunidades faunísticas entre níveis de cobertura florestal .....43

Figura 16. Substituição (*turnover*) das espécies nas comunidades faunísticas entre os regimes de cobertura florestal.....45

Figura 17. Aninhamento das espécies nas comunidades faunísticas entre os regimes de cobertura florestal .....45

Figura 18. Comparação da proporção/frequência de ocorrência de espécies de mastofauna entre níveis de cobertura florestal .....	46
Figura 19. Comparação da proporção/frequência de ocorrência de espécies de mastofauna entre os regimes de uso florestal .....	49
Figura 20. Comparação da média do número de aves entre os níveis de cobertura florestal ..	51
Figura 21. Comparação da média do número de aves entre os regimes de cobertura florestal .....	52

**LISTA DE ANEXOS**

**Página**

Anexo 1. Ficha de recolha de dados de mastofauna e herpetofauna .....	68
Anexo 2. Ficha de recolha de dados de aves .....	69
Anexo 3. Lista de espécies por família nos três níveis de cobertura .....	69
Anexo 4. Lista de espécies por famílias nos regimes de cobertura florestal .....	72
Anexo 5. Lista de espécies únicas por nível de cobertura .....	75
Anexo 6. Fotografias e Sinais de fauna identificadas no campo .....	76

## RESUMO

A cobertura florestal é a principal componente do habitat para a fauna terrestre, providenciando alimentos, protecção e abrigo. A sua perda resulta na alteração da qualidade do habitat, influenciando a riqueza, diversidade, distribuição e abundância das espécies. Poucos estudos examinaram os efeitos da mudança de cobertura florestal na fauna bravia de Moçambique. O objectivo desta pesquisa é avaliar o efeito da redução de cobertura florestal e de regimes de uso florestal na biodiversidade faunística de espécies de mastofauna, herpetofauna, avifauna na província de Manica. Foram estabelecidos 76 transectos em três níveis de cobertura florestal (alto, médio e baixo) e em 4 regimes de uso florestal (coutada, floresta comunitária, reserva florestal e concessão florestal) onde em cada um deles, registou-se as espécies de mastofauna e herpetofauna presentes usando métodos directos e indirectos. Foram estabelecidos 73 pontos de contagem das aves nos níveis de cobertura e regime de uso florestal e contou-se todas as aves, independentemente da espécie. Cada transecto e cada ponto de contagem foram considerados como unidades de amostragem independentes para o cálculo de frequências e médias, respectivamente. Determinou-se a diversidade  $\alpha$ ,  $\beta$  (substituição, aninhamento e similaridade de espécies) entre os níveis de cobertura e regimes de uso florestal. Foram calculados intervalos de confiança binomiais para frequência de ocorrência das espécies, estimou-se a densidade das aves e usou-se ANOVA para comparar a média do número de aves entre os níveis de cobertura e regimes de uso florestal. Os resultados da pesquisa mostraram que a diversidade  $\alpha$  e a frequência de ocorrência (distribuição) de espécies de fauna não foram influenciadas pelo gradiente de cobertura e regimes de uso florestal. A diversidade  $\beta$  entre os níveis cobertura e regimes de uso florestal foi determinada pela substituição das espécies. A similaridade na composição das comunidades da fauna diminuiu com o aumento da diferença da cobertura entre os habitats. A densidade das aves foi maior nos níveis de cobertura baixo e médio que no alto e maior na coutada 7 que nos outros regimes de uso.

**Palavras-chave:** cobertura florestal, regime de uso, perturbação, diversidade alfa e beta e índice de similaridade.

## **LISTA DE ABREVIATURAS**

ANOVA – Análise de variância

APs – Áreas protegidas

AR – Assembleia da República

CIFOR – Centro Internacional de Pesquisa Florestal

CJ – Coeficiente de Similaridade de Jaccard/Coeficiente de Jaccard

CITES – Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies da Fauna e Flora Silvestres Ameaçadas de Extinção

ESTEC – Escola Superior Técnica

DNFFB – Direcção Nacional de Florestas e Fauna Bravia

DNTF – Direcção Nacional de Terras e Florestas

FAO – Organização das Nações Unidas para a Alimentação e Agricultura

GMP – Governo da Província de Manica

IFN – Inventário Florestal Nacional

IUCN – União Internacional para a Conservação da Natureza

MAE – Ministério da Administração Estatal

MICOA – Ministério para a Coordenação da Acção Ambiental

SDAE – Serviços Distritais das Actividades Económicas

UEM – Universidade Eduardo Mondlane

$\alpha$  – Alfa

$\beta$  – Beta

## **1. INTRODUÇÃO**

A mudança de cobertura florestal é um factor importante de perda de biodiversidade faunística particularmente nas regiões tropicais, onde a modificação dos habitats continua a taxas crescentes (Meyer & Kalko, 2008; Isikhuemen & Iduoze, 2010 e Chris, 2012). Moçambique, apesar de manter uma proporção considerável da sua área coberta por florestas naturais, possui uma elevada taxa de desmatamento e degradação florestal devido a alta taxa de crescimento populacional e extrema dependência das populações rurais pelos bens e serviços fornecidos pelos ecossistemas florestais (Zolho, 2010 e Siteo *et al.*, 2012).

De acordo com FAO (2006), África perdeu cerca de 4 milhões de hectares de floresta entre 2000 e 2005, simultaneamente com a perda de fauna devido a perda ou degradação do habitat (Gibson *et al.*, 2007). A selecção do habitat pela fauna é normalmente guiada pela obtenção de recursos (alimento, água), condições (segurança e abrigo) e interacções sociais, variando de espécie para espécie devido a diferenças nas necessidades dessas condições e recursos (Tews *et al.*, 2004). Assim, qualquer factor que altera a estrutura do habitat irá modificar a sua ocupação pelas espécies da fauna, e com isso, modificar a composição das suas comunidades (Kuhnen, 2010).

A redução da cobertura florestal afecta as espécies da fauna através das mudanças na qualidade do habitat, incluindo o habitat crítico e de refúgio (Deikumah *et al.*, 2014). A agricultura de subsistência e itinerante, exploração florestal de madeira, lenha, carvão, exploração mineira e queimadas descontroladas, são consideradas as principais causas de redução de cobertura florestal (Siteo *et al.*, 2013 e Deikumah *et al.*, 2014). A agricultura afecta a cobertura florestal através da fragmentação dos habitats (Tscharntke *et al.*, 2005). Porém, a sua prática nem sempre significa altos níveis de extinção da fauna, na medida em que pode originar gradientes de cobertura florestal em mosaicos, aumentando a heterogeneidade composicional e estrutural do habitat e resultar numa alta diversidade de espécies de mamíferos e aves (Tscharntke *et al.*, 2005 e Fahrig *et al.*, 2011).

A extração mineira diminui a qualidade do habitat através da remoção da vegetação, cobertura superior do solo e aberturas massivas de valas, e diminui a diversidade da fauna terrestre através da diminuição de segurança, locais de abrigo e poluição na matriz circundante remanescente (Kennedy & Marra, 2010 e Deikumah *et al.*, 2014). A exploração florestal de madeira apesar

de consistir em corte e destruição de árvores seleccionadas, destrói também árvores residuais, promove aberturas de ruas, compacta o solo retardando a regeneração, diminui a conectividade florestal, reduz o habitat diminuindo a diversidade da fauna (Sekercioglu, 2002 e Meijaard *et al.*, 2005). A extração de lenha e carvão reduz a área basal e altura das copas, aumenta o tamanho das clareiras e distância entre as árvores, o que favorece os roedores, insectos, aves generalistas e insectívoras e prejudica as aves especialistas florestais (Sekercioglu, 2002; Siteo *et al.*, 2012 e Deikumah *et al.*, 2014).

As queimadas conduzem à conversão de habitats de cobertura fechada em habitats de vegetação graminal com poucas árvores e dispersas (Chidumayo *et al.*, 1996 e Sileshi & Mafongoya, 2005). Estimulam o surgimento de novos rebrotes, flores e insectos, atraindo herbívoros *grazers*, aves insectívoras, nectatórias e granívoras para novas oportunidades de forrageamento (Kennedy & Fontaine, 2009). Porém, o fogo pode reduzir a diversidade de insectos e répteis pouco móveis, aves e alguns mamíferos como morcegos pela destruição de cavidades das árvores (Meijaard *et al.*, 2005).

As perturbações descritas acima nem sempre resultam na perda de diversidade da fauna. Quando forem de intensidade intermédia aumentam a diversidade da fauna através de um aumento da heterogeneidade e diversificação de habitats, formando a base para partição de recursos (Molino & Sabatier, 2001; Roxburgh *et al.*, 2004 e Kwabena, 2009). No entanto, as perturbações de alta ou muito baixa intensidade e em grande escala, tem efeitos negativos sobre a fauna devido à homogeneização ambiental (Mackey & Currie, 2001; Sist *et al.*, 2003 e Kwabena, 2009). O grau de tolerância de cada espécie a modificações no seu habitat varia conforme sua capacidade de modificar ou ampliar o seu nicho, ajustando-o às novas condições (Johnstone *et al.*, 2014). Dessa forma, são esperadas diferentes respostas das diferentes espécies de mamíferos, aves, anfíbios e répteis ao processo de redução de cobertura florestal (Gimenes & Dos Anjos, 2003).

A diversidade de espécies pode ser medida em três níveis diferentes, num habitat ou comunidade específica (diversidade alfa), em todos habitats de uma determinada região (diversidade gama) ou pela diferença na composição entre habitats (diversidade beta) (Anderson *et al.*, 2011). A diversidade beta é um bom indicativo da variação entre a composição das comunidades e gera dois padrões de variação, nomeadamente: *turnover*,



quando ocorre a substituição das espécies de uma comunidade por espécies diferentes em outras comunidades, e aninhamento, quando há perda ou ganho de espécies numa das comunidades, resultando numa situação em que as espécies da comunidade mais pobre são um subgrupo das espécies da comunidade mais rica (Baselga, 2010 e Baselga e Orme, 2012).

A medição e análise da diversidade beta permite identificar e relacionar os processos que actuam na determinação das alterações na ocorrência de espécies no espaço e tempo (Bernardo, 2012 e Cruz, 2014). Porém, poucos estudos examinaram os efeitos da degradação e perda de habitat por causas antropogénicas na perda de biodiversidade faunística, apesar do consenso geral de que são uma das principais causas do declínio da diversidade e abundância da fauna (Johnstone *et al.*, 2014).

### **1.1. Problema e justificação de estudo**

As florestas tropicais são um dos ecossistemas terrestres mais ricos em espécies da flora e fauna no mundo. Todavia, essas espécies estão desaparecendo rapidamente devido perturbações de origem antrópica que conduzem a perda e fragmentação dos habitats naturais (Meijaard *et al.*, 2005; Siteo *et al.*, 2013 e Deikumah *et al.*, 2014). Apesar de esforços para estabelecimento de áreas protegidas (APs), elas não são suficientemente representativas, grandes e geridas de forma eficiente para conservar todas as espécies faunísticas (Meijaard *et al.*, 2005). Por esta razão, a conservação da biodiversidade nas áreas de conservação deve ser complementada pela conservação fora delas (Chapin III *et al.*, 2000). Porém, para a conservação efectiva da biodiversidade em regiões florestais dominadas pelo homem, é particularmente importante compreender a relação entre a heterogeneidade espacial criada pelas perturbações antrópicas e a biodiversidade (Fahrig *et al.*, 2011).

A redução de cobertura florestal é sempre reportada nos trópicos como uma das maiores causas de degradação dos ecossistemas florestais (Geist & Labim, 2001). É também uma preocupação em paisagens tropicais porque estas áreas, muitas vezes, possuem altos níveis de biodiversidade e endemismo (Forrest *et al.*, 2008). Em Moçambique, as mudanças na cobertura florestal foram reportadas pelo inventário florestal (Marzoli, 2007), e ocorrem sobretudo, ao redor de grandes cidades, corredores de desenvolvimento, áreas de conservação, assim como em florestas de gestão comunitária (Saket, 1994 e Filipe, 2008).

As medidas para a redução da taxa de perda de biodiversidade faunística como consequência da deterioração da qualidade do habitat, requerem o conhecimento das causas da sua perda assim como do tipo de resposta que a fauna exhibe a essas perturbações (Olea & Tomás, 2014). A deterioração da qualidade do habitat para a fauna em ecossistemas florestais, está intimamente ligada à perturbações de natureza antropogénica (Siteo *et al.*, 2013 e Deikumah *et al.*, 2014) que podem determinar a perda e fragmentação dos habitats. Essas perturbações provocam diferentes gradientes de cobertura florestal e por conseguinte diferentes respostas na distribuição, riqueza, abundância e diversidade da fauna (Deikumah *et al.*, 2014).

Em Moçambique pouco se sabe sobre os efeitos da mudança de cobertura e regimes de uso florestal na biodiversidade faunística, sobretudo das espécies de mamíferos, aves, répteis e anfíbios susceptíveis ao fenómeno de perda da qualidade do habitat (Bohm *et al.*, 2013 e

Burivalova *et al.*, 2014). Deste modo, o presente estudo que pretende avaliar o efeito da mudança de cobertura e regimes de uso florestal na biodiversidade faunística, está inserido no projecto TREDD+ cujo objectivo é a redução das emissões por desmatamento e degradação florestal para a conservação efectiva da biodiversidade. Portanto, este não é um estudo isolado mas complementa e é complementado por outros estudos realizados no âmbito do projecto TREDD+.

O estudo propõe-se a contribuir no conhecimento da distribuição, abundância e diversidade da fauna em relação à variação da cobertura florestal e regimes de uso florestal na província de Manica, dado que estudos realizados por Filipe (2008) e Jansen (2008), reportaram redução de cobertura florestal nesta província para além de possuir tipos florestais e regimes de uso florestal que melhor representam a variedade de parâmetros de interesse para o presente estudo. Assumindo-se que a conservação efectiva da biodiversidade em paisagens dominadas pelo homem passa pelo conhecimento de como o contraste de diferentes usos e cobertura florestal afectam a fauna (Deikumah *et al.*, 2014), este conhecimento irá potencialmente ajudar no desenho de medidas de manejo e conservação da biodiversidade faunística na região do estudo assim como em outras regiões de Moçambique que experimentam cenários idênticos de mudanças na cobertura florestal.

## **1.2. Objectivos:**

### **1.2.1. Geral**

- ◆ Avaliar o efeito da mudança de cobertura florestal e regime de uso florestal na biodiversidade faunística

### **1.2.2. Específicos**

- ◆ Determinar a diversidade alfa e beta entre os níveis de cobertura florestal e entre os regimes de uso florestal;
- ◆ Determinar a frequência de ocorrência da mastofauna, herpetofauna e densidade das aves entre os níveis de cobertura florestal e entre regimes de uso florestal;

## **1.3. Hipóteses**

H<sub>1</sub>: Os habitats com nível de cobertura florestal alto apresentam mais riqueza em espécies de fauna que os habitats com níveis de cobertura florestal médio e baixo;

H<sub>2</sub>: A similaridade das comunidades faunísticas diminui com o aumento da diferença de cobertura florestal

H<sub>3</sub>: Os habitats com níveis de cobertura florestal médio e baixo apresentam maior abundância das espécies de aves que os habitats com níveis de cobertura florestal alto.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. Cobertura actual das florestas em Moçambique e mudanças históricas

Moçambique é um dos poucos países da África Austral que ainda tem uma área considerável de florestas naturais e matas remanescentes, principalmente do tipo Miombo (Siteo *et al.*, 2012). As estimativas sobre a cobertura florestal total (Figura 1) variam, mas a recente avaliação dos recursos florestais pela FAO, estimou-a em pouco mais de 50%, ou seja, pouco mais de 40 milhões de hectares (FAO, 2010). A referência mais frequentemente utilizada sobre a cobertura florestal e desmatamento em Moçambique, é o último Inventário Florestal Nacional (IFN) (Marzoli, 2007).

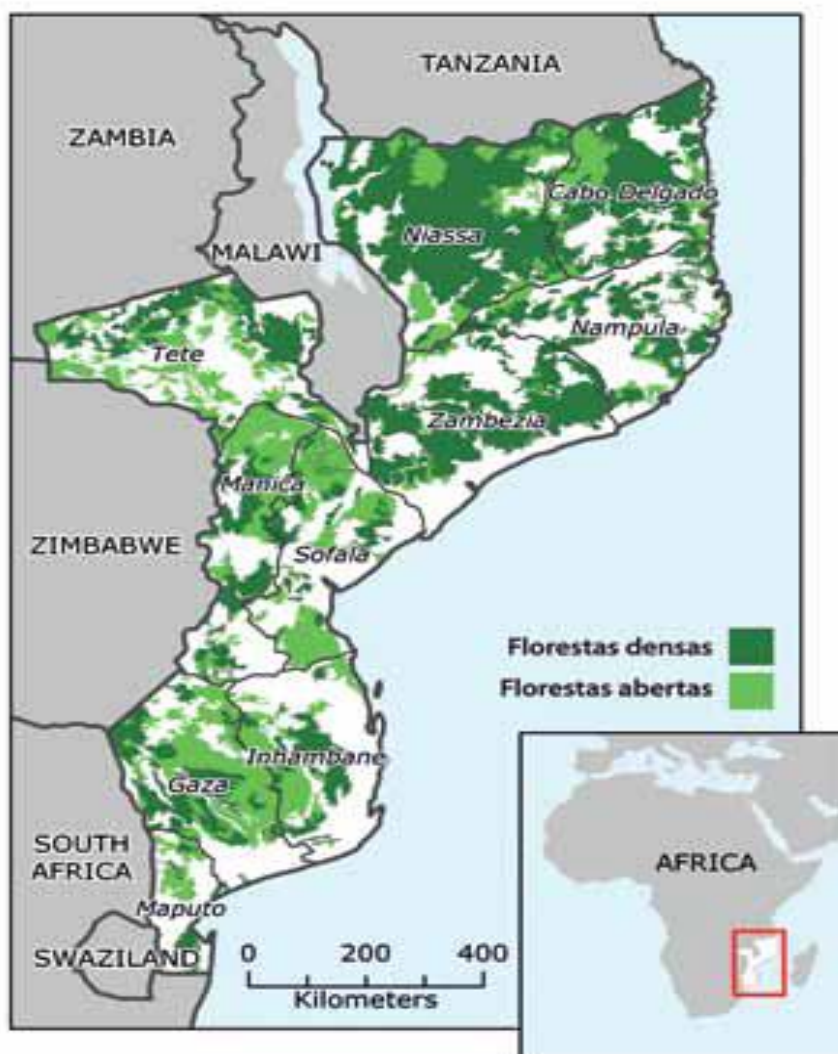


Figura 1. Cobertura florestal de Moçambique (Adaptado de Marzoli, 2007)

### **2.1.1. Desmatamento e degradação florestal em Moçambique**

O desmatamento e a degradação florestal são comuns em Moçambique. Constituem um mesmo processo de mudança de cobertura florestal numa direcção degradativa em que áreas de florestas densas com maior cobertura de copas são convertidas em florestas menos densas (degradação) ou para outro tipo de cobertura não florestal (desmatamento). Ambos os processos são acompanhados de diminuição do valor dos parâmetros tais como o número de árvores, volume e biomassa (Siteo *et al.*, 2013). Os processos de degradação podem resultar do corte selectivo de árvores (exploração florestal), queimadas descontroladas ou abertura de pequenas áreas de machambas dentro das florestas, resultando em mosaicos de agricultura com floresta (Wertz-Kanounnikoff *et al.*, 2011 e Siteo *et al.*, 2012).

### **2.2. Principais causas do desmatamento e degradação florestal e seu impacto na fauna**

#### ◆ Agricultura

A agricultura tem sido indicada como uma das principais causas da redução da cobertura florestal em Moçambique (Marzoli, 2007). A agricultura causa perda de diversidade e abundância de fauna através da sua expansão, intensificação e fragmentação de habitats. Porém, a sua prática em áreas florestais nem sempre significa altos níveis de extinção da fauna uma vez que pode aumentar a heterogeneidade dos habitats através do aumento de diferentes estágios de regeneração na paisagem (Fahrig *et al.*, 2011). O aumento da heterogeneidade cria mosaicos de habitats para a fauna, maior oferta de recursos (biomassa vegetal, frutos, sementes, néctar, insectos) e condições como cobertura para dispersão e reprodução, resultando numa alta complementaridade do habitat e aumento da diversidade de mamíferos e aves (Tscharrntke *et al.*, 2005 e Fahrig *et al.*, 2011).

Estudos realizados por Deikumah *et al.* (2014) encontraram alta riqueza de aves especialistas em áreas de mosaico agricultura-floresta que em áreas de exploração mineira. As aves granívoras alimentam-se de sementes de ervas que são mais disponíveis nas bordas florestais e na matriz agrícola. As aves frugívoras, apesar da sua dependência em grandes árvores frutíferas, muitas espécies podem complementar suas dietas com frutas cultivadas e de ervas daninhas disponíveis na matriz agrícola (Deikumah *et al.*, 2014).

### ◆ Exploração mineira

A extração mineira tanto em grande assim como em pequena escala, resulta na remoção da vegetação e da cobertura superior do solo, abertura de valas em massa que diminuem a qualidade do habitat e afectam negativamente a fauna terrestre através da diminuição de segurança, locais de abrigo e poluição na matriz circundante remanescente (Kennedy & Marra, 2010 e Deikumah *et al.*, 2014). O efeito marginal resultante da extração mineira promove deterioração de recursos fornecidos pelas florestas adjacentes e aumento da competição interspecífica (Deikumah *et al.*, 2014).

Os remanescentes florestais em áreas de exploração mineira são usualmente menos usados pela fauna devido existência de poucos recursos alimentares (Deikumah *et al.*, 2014), erosão do solo, redução da fertilidade para restabelecimento duma comunidade vegetal e contaminação da água de abeberamento da fauna selvagem pela lavagem dos minérios pelo mercúrio, nos casos de garimpo (Selemane, 2010). Por exemplo, as aves do interior das florestas são caracterizadas pela relutância em atravessar áreas hostís de mineração sem cobertura em comparação com áreas de mosaico de agricultura e florestas (Deikumah *et al.*, 2014).

### ◆ Exploração florestal

A exploração florestal apesar de consistir em corte selectivo das árvores, destroi cerca de 40 a 80% das árvores na área de corte como resultado do derrube de árvores vizinhas à medida que as árvores cortadas caem, actividade pesada da maquinaria florestal e criação de acesso ao local do corte para a extracção de lenha e carvão. A área basal e a altura da copa são reduzidas enquanto o tamanho médio das clareiras e distância entre as árvores aumenta. A distribuição das plantas torna-se menos uniforme com clareiras separando manchas intactas (Sekercioglu, 2002).

As mudanças estruturais na vegetação modificam o microclima florestal através da alteração da temperatura, humidade, incidência da luz e vento. A alta temperatura e baixa humidade resulta na dessecação do solo, alta mortalidade de sementes e baixo recrutamento de árvores. Estimulado pela alta incidência da luz, regista-se uma rápida cobertura por arbustos e graminal atractivo para predadores de sementes tais como roedores, insectos e herbívoros *browsers* e

*grazers*. As aves insectívoras atraídas pelos insectos, também usam esses locais para o forrageamento (Sekercioglu, 2002).

#### ◆ Queimadas

As queimadas favorecem a regeneração, desenvolvimento e distribuição espacial da flora e influenciam a disponibilidade de nutrientes no solo em ecossistemas florestais (Sileshi & Mafongoya, 2005). No entanto, quando frequentes em média de mais de 3 em 4 anos, sobretudo no pico da estação seca, conduzem à conversão de habitats de cobertura fechada em habitats de vegetação graminal com poucas árvores e dispersas. (Chidumayo *et al.*, 1996). A sua ausência favorece o crescimento das espécies arbóreas que através da cobertura das suas copas aumentam a densidade da vegetação e eliminam gradativamente a cobertura graminal e herbácea de interesse pascícola para os herbívoros *grazers* (Chidumayo *et al.*, 1996 e Sileshi & Mafongoya, 2005). Em paisagens onde as queimadas são feitas em períodos alternados, aumentam a heterogeneidade do habitat através da criação de mosaicos de manchas de áreas queimadas e não queimadas que são locais preferenciais para forrageamento de herbívoros ungulados (Kennedy & Fontaine, 2009).

As queimadas intensas (feitas no pico da estação seca) alteram a estrutura vegetal como resultado da queima das folhas, serapilheira, morte de árvores de grande porte e exposição de minerais do solo (Kennedy & Fontaine, 2009). Porém, o fogo também cria novas características do habitat denominadas estruturas pirogénicas, em situações em que a temperatura do fogo permanece abaixo de 175°C, libertando nutrientes que melhoram o crescimento e vigor das plantas (Chidumayo *et al.*, 1996). Este novo crescimento aumenta a abundância de novos brotos, flores, sementes e insectos, atraindo herbívoros, aves insectívoras, nectatívoras e granívoras para novas oportunidades de forrageamento (Kennedy & Fontaine, 2009).

Existem teorias que explicam a resposta específica da vegetação e fauna ao fogo: (i) a hipótese de perturbação intermédia que prevê alta diversidade de espécies em locais sujeitos a frequências intermédias de queimadas e intensidades porque essas áreas, serão a mistura de espécies pioneiras e espécies do climax (Connell, 1978); (ii) o modelo da sucessão e acomodação no habitat (Fox, 1983), que sugere que deveria existir uma sequência previsível de comunidades de fauna que recolonizam o habitat após uma queimada intrinsecamente relacionada a uma recuperação da estrutura da vegetação.



### 2.2.1. Causas da redução da cobertura florestal na província de Manica

Segundo Culpa (em preparação), a principal causa da redução de cobertura florestal na província de Manica é a agricultura itinerante agravada pelo crescimento populacional que tem como consequência a abertura de novas machambas para culturas de subsistência e de rendimento. Outras causas incluem a produção de carvão, corte selectivo de árvores para produção de madeira e queimadas descontroladas (Tabela 1).

**Tabela 1. Causas da redução da cobertura florestal na província de Manica**

Distrito	Principais causas de desmatamento	Principais causas de degradação florestal
Tambara	Agricultura itinerante	Corte selectivo de árvores para produção de madeira e queimadas descontroladas
Macossa	Agricultura itinerante e expansão de áreas habitacionais	Corte selectivo de árvores para produção de madeira e queimadas descontroladas
Sussundenga	Agricultura itinerante e comercial	Morte de árvores por anelamento
Mossurize	Agricultura itinerante e comercial, expansão de áreas habitacionais e exploração comercial de madeira	Corte selectivo de árvores para produção de madeira e queimadas descontroladas
Gondola	Agricultura itinerante, expansão de habitações e produção de carvão	Corte selectivo de árvores para produção de madeira e queimadas descontroladas

Fonte: Culpa (em preparação)

### 2.3. Relação entre a fauna e seu habitat

A cobertura florestal é uma das componentes mais importantes do habitat da fauna. Fornece abrigo contra condições ambientais adversas e esconderijo contra predadores e recursos alimentares aos animais (Morrison *et al.*, 2006). As árvores grandes e velhas fornecem a maioria das cavidades de protecção e nidificação, fendas para répteis, locais de empoleiramento das aves, fontes de néctar e de fruta e actuam como quebra-ventos para ninhos e outros locais de abrigo da fauna (Mori, 2011). São também importantes no ciclo de nutrientes (fertilizam o solo, fixam azoto atmosférico) melhorando a qualidade do pasto para os herbívoros (Ramage *et al.*, 2013). A vegetação graminal e outras herbáceas, proporcionam locais importantes de alimentação, nidificação para aves, répteis, anfíbios e mamíferos.

Os insectos que servem de alimento para as aves, também são abundantes na vegetação herbácea (Mori, 2011 e Ramage *et al.*, 2013).

Os arbustos oferecem locais de alimentação para os *browsers*. As árvores e arbustos em floração fornecem néctar e pólen que são os principais recursos alimentares para aves, insectos e mamíferos arborícolas. As rochas da superfície são locais importantes de aquecimento pelos raios solares, protecção, alimentação para répteis, anfíbios e aves (Office of Environment and Heritage, 2011). As clareiras florestais são importantes na manutenção da vegetação de altura média e são locais preferidos para forrageamento dos herbívoros e por conseguinte, são locais estratégicos para os predadores (Office of Environment and Heritage, 2011 e Ramage *et al.*, 2013).

## 2.4. Factores determinantes na diversidade e abundância da fauna selvagem

### ◆ Qualidade e quantidade dos alimentos

O alimento para a fauna é descrito em termos da sua disponibilidade e palatabilidade. A disponibilidade é a quantidade do alimento presente no habitat. A palatabilidade descreve a qualidade nutritiva e digestiva dos alimentos (Creighton & Baumgartner, 1997 e Ramage *et al.*, 2013). Para os herbívoros, a disponibilidade e qualidade da forragem variam com a estação do ano. Durante a estação seca, a disponibilidade de folhas verdes diminui e as espécies de gramíneas palatáveis tornam-se reduzidas em biomassa (Owen-Smith *et al.*, 2013). A situação agrava-se no final da época seca (Agosto a Outubro), período em que o graminal torna-se escasso em termos de quantidade e qualidade nutritiva, palatabilidade e digestibilidade devido a formação de fibra bruta e consequente redução da proteína bruta e de factores de palatabilidade (suculência e aroma típico, menor relação folha: caule) (Owen Smith & Novellie, 1982; Brown, 1984 e Macandza *et al.*, 2012).

Em resposta, os herbívoros *grazers* com nicho dietético amplo, ampliam sua dieta para incluir espécies de gramíneas normalmente não consumidas em épocas favoráveis do ano (época chuvosa) enquanto que herbívoros selectivos com menor nicho alimentar, procuram locais onde os tipos de alimentos de que dependem, persistem (Owen Smith & Novellie, 1982; Ball *et al.*, 2000 e Owen-Smith *et al.*, 2013). Os herbívoros especialistas em recursos dependentes de uma ou poucas espécies de plantas, geralmente apresentam menor abundância e distribuição regional, uma vez que ficam restritos aos lugares onde as suas necessidades alimentares são satisfeitas, enquanto que os herbívoros generalistas que usam muitas espécies de plantas,

podem atingir abundância e distribuição mais altas usando uma variedade maior de possibilidades alimentares, embora algumas vezes, possam ser encontradas em baixas densidades, se esses recursos forem escassos (Brown, 1984 e Owen-Smith *et al.*, 2013).

#### ◆ Cobertura florestal

A redução da cobertura florestal é considerada como a principal ameaça para a herpetofauna (Baillie *et al.*, 2010 e Kurz *et al.*, 2014). Para os répteis, a falta da vegetação interceptadora de raios solares, afecta o regime térmico determinante na sua distribuição, dispersão e reprodução (Scott *et al.*, 2006 e D’Cruze & Kumar, 2011). Para os anfíbios, a redução da cobertura florestal, causa declínio na sua riqueza e abundância como resultado da sua alta sensibilidade a microclima seco e quente, agravado pela baixa mobilidade e capacidade de migração deste grupo (Meijaard *et al.*, 2005; Wanger *et al.*, 2010 e Burivalova *et al.*, 2014).

Segundo Burivalova *et al.* (2014) e Brown *et al.* (2014), as aves exibem uma tendência contrastante, diminuindo a riqueza e densidade de espécies especialistas do interior florestal e aumentando a riqueza e densidade de espécies generalistas de habitat com a redução da cobertura florestal e perda de habitat. Algumas espécies de aves, por serem móveis, usam diferentes clareiras em áreas de menor cobertura para diferentes necessidades em recursos. Certas espécies de aves frugívoras e nectarívoras podem forragear com sucesso em áreas perturbadas de reduzida cobertura onde há maior disponibilidade do alimento, enquanto nidificam em florestas primárias e fechadas (Sekercioglu, 2012 e Burivalova *et al.*, 2014). Para Woltmann (2003), a resposta positiva da riqueza e densidade das aves à redução de cobertura pode ser explicada por erros de observação na medida em que torna-se mais fácil detectar aves em áreas perturbadas de reduzida cobertura florestal que em florestas fechadas.

As clareiras podem possuir alimento preferido para os herbívoros devido a altos níveis de valor nutritivo e palatabilidade das espécies pioneiras do que espécies tolerantes à sombra (Richards & Coley 2007). Seguindo esse padrão, a diversidade, riqueza e abundância de herbívoros é maior nas clareiras ou pelo menos os herbívoros pequenos e médios, concentram sua actividade de forrageamento nesses locais (Richards & Coley 2007). As aves insectívoras, também são abundantes nessas áreas devido a alta abundância de insectos (Richards & Coley 2007 e Wirth *et al.*, 2008).

### ◆ Água

Os animais necessitam de água para a digestão, metabolismo, redução da temperatura corporal e remoção de resíduos metabólicos (Creighton & Baumgartner, 1997). As nascentes, riachos, lagoas e rios fornecem água adequada para a maioria das espécies de animais selvagens. A fauna selvagem também pode obter água através do consumo de plantas e orvalho nas folhas. A fauna evita habitar áreas longínquas de fontes de água, mesmo que o alimento e cobertura sejam abundantes (Valeix *et al*, 2007). Os anfíbios e aves aquáticas dependem da água para os processos básicos de ciclo de vida, tais como a reprodução. (Valeix *et al*, 2007 e Yarrow, 2009).

### ◆ Espaço

Cada espécie selvagem requer uma certa quantidade de espaço para mover-se, evitar ou escapar de potenciais predadores, localizar parceiro (a) e acasalar-se, obter quantidade adequada de alimentos, água e descanso. O requerimento espacial para a fauna é determinado pela quantidade e qualidade do alimento, cobertura, disponibilidade de água, tamanho do animal (animais grandes requerem mais espaço), dieta preferida (carnívoros requerem mais espaços) (Yarrow, 2009).

## **2.5. Perda, fragmentação e heterogeneidade de habitat**

### **2.5.1. Perda e fragmentação de habitat**

A perda de habitat pode ocorrer independentemente do processo de fragmentação apesar de reconhecida a interação existente entre eles (Fahrig, 2003). Na perda do habitat, ocorre modificação e redução da cobertura do solo enquanto que na fragmentação, uma mancha de habitat é transformada em numerosas manchas menores e isoladas. Deste modo, o processo da perda do habitat pode ser compreendido dentro do contexto do processo de fragmentação de habitats (Fahrig, 2003 e Bernardo, 2012).

Uma das consequências óbvias da fragmentação é a diminuição do tamanho da área e aumento do efeito da borda que influenciam a distribuição, riqueza e abundância da fauna em habitat onde esses fenómenos ocorrem (Fahrig, 2003 e Bernardo, 2012). A fragmentação reduz a heterogeneidade horizontal e vertical típica do interior das florestas (Fahrig, 2003). Dessa forma, a influência de factores abióticos externos como vento, radiação solar, disponibilidade

de água, temperatura e humidade, irão influenciar a ocorrência de processos biológicos da fauna (nidificação, movimentos para alimentação) (Fahrig, 2003; Michalski & Peres, 2007 e Correa *et al.*, 2011).

A fragmentação do habitat pode diminuir a diversidade alfa dentro dos habitats (fragmentos) e aumentar a diversidade beta entre os habitats (Loreau, 2000). A variação na diversidade beta pode estar associado a factores ecológicos. Quanto maior for a capacidade de dispersão de espécies, menor é a diversidade beta entre os locais dado que a movimentação das espécies entre os locais homogeneiza a fauna (Qian *et al.*, 2005). A amplitude do nicho relaciona-se com a capacidade das espécies utilizarem vários estágios dos gradientes. As espécies generalistas são capacitadas a ocuparem mais de um ambiente, facilitando a presença e movimentação das mesmas entre os ambientes e diminuindo a diversidade beta entre locais (Marvier *et al.*, 2004 e Bernardo, 2012). Outros factores como a complexidade do habitat e o isolamento podem causar flutuações na diversidade beta devido a formação de nichos em ambientes diferenciados (Qian *et al.*, 2005).

Os remanescentes do habitat podem não prover alimentos, locais para reprodução e abrigo em quantidade suficiente para que determinadas espécies mantenham-se a longo prazo (Gimenes & Dos Anjos, 2003 e Jacoboski *et al.*, 2014). A fragmentação e a perda de habitat prejudicam a conservação de espécies de aves do interior das florestas, devido a maior exposição a factores abióticos externos, exposição a factores antrópicos, e seu baixo potencial de dispersão através de áreas abertas, o que impede o fluxo de indivíduos entre os fragmentos, podendo com o tempo diminuir a variabilidade genética dessas populações (Crooks *et al.*, 2004; Henle *et al.*, 2004 e Jacoboski *et al.*, 2014). Porém, beneficiam as aves generalistas da periferia florestal, já que possuem alta capacidade de dispersão ao longo do habitat matriz e exploram uma variedade ampla de habitats e recursos para nidificação e alimentação presentes nas bordas florestais (Batáry *et al.*, 2014 e Jacoboski *et al.*, 2014).

### **2.5.2. Heterogeneidade de habitat**

A hipótese de “heterogeneidade de habitat” assume que habitats estruturalmente complexos podem fornecer mais nichos e diversas formas de exploração dos recursos ambientais e, assim, aumentar diversidade de espécies (Tews *et al.*, 2004). Os efeitos da heterogeneidade de habitats podem variar consideravelmente, dependendo do que é percebido como um habitat por um

grupo de espécies faunísticas estudado. Atributos estruturais da vegetação que constituem a heterogeneidade de habitats para um grupo podem ser percebidos como fragmentação do habitat por outro grupo taxonómico (Okland, 1996). Assim, a diversidade de espécies também pode diminuir com o aumento da heterogeneidade de habitats (Tews *et al.*, 2004).

## 2.6. Perturbações ecológicas e biodiversidade

Perturbação ecológica é qualquer evento relativamente discreto no tempo que altera a estrutura da população, comunidade ou ecossistema e que resulta em mudanças nos recursos, disponibilidade de substrato ou ambiente físico (Persha *et al.*, 2011). A hipótese de perturbações intermédias estabelece que a diversidade de espécies competidoras é maximizada em frequências intermédias de perturbação ou mudanças ambientais (Grime, 1973 e Connell, 1978). Esta relação é baseada no facto de as perturbações intermédias alterarem a disponibilidade de recursos e serem a fonte de múltiplos níveis de heterogeneidade ambiental, e assim, produzirem ambientes diversos no habitat que formam a base para partição de recursos entre as espécies coexistentes (Roxburgh *et al.*, 2004 e Kwabena, 2009).

Um pico na diversidade de espécies ocorre em intensidades e frequências intermédias de perturbação (Chesson, 1994; Mackey & Currie, 2001 e Roxburgh *et al.*, 2004). A níveis muito baixos ou altos de perturbação, o ambiente tende a homogeneizar-se e a relação competitiva tende a beneficiar espécies que são melhor adaptadas para o ambiente predominante produzido enquanto que, quando um nível de perturbação intermédia é alcançado, toma lugar uma máxima diferenciação de nichos e uma máxima oportunidade para a coexistência de espécies competidoras (Mackey & Currie, 2001; Vera y Conde & Rocha, 2006 e Kwabena, 2009).

## 2.7. Medição da diversidade faunística

A diversidade de espécies em um determinado habitat pode ser separada em três componentes, a diversidade  $\alpha$  ou local, a diversidade  $\beta$  e a diversidade  $\gamma$  (Anderson *et al.*, 2011).

### a) Medição da diversidade alfa ( $\alpha$ )

A diversidade num habitat ou comunidade específica (diversidade alfa) pode ser quantificada através de dois grandes grupos de métodos, (i) índices de riqueza específica (ex: riqueza de espécies, índice de Margalef, índice de rarefação, entre outros) e (ii) índices de estrutura das

comunidades ou de relação de espécies com sua abundância (ex: índice de Simpson, Shannon-Wiener, Pielou, entre outros) (Gomes & Ferreira, 2004 e Apgaua, 2012).

#### b) Medição da diversidade beta ( $\beta$ )

A diversidade beta é o grau de mudanças na composição das comunidades ou o grau de diferenciação das comunidades em relação a um gradiente ambiental complexo (Baselga, 2010; Anderson *et al.*, 2011 e Baselga & Orme, 2012). A diversidade beta pode gerar dois padrões de variação na composição das comunidades, nomeadamente: (i) substituição (*turnover*) onde ocorre a substituição das espécies entre locais ou comunidades e (ii) aninhamento (*nestedness*), onde há formação de subgrupos a partir da perda de espécies das comunidades mais ricas (Baselga, 2010; Baselga & Orme, 2012 e Villéger *et al.*, 2013).

Os métodos para quantificar a diversidade  $\beta$  podem ser divididos em duas classes, (i) similaridade-dissimilaridade (Jaccard e Sorensen) e (ii) de reposição ou substituição de espécies (Whittaker, Cody, Magurran e índice de complementaridade) (Gomes & Ferreira, 2004 e Apgaua, 2012).

##### ◆ Índice de similaridade de Jaccard

O Índice de Similaridade de Jaccard ou Coeficiente de Jaccard (CJ) leva em conta a relação existente entre o número de espécies comuns e o número total de espécies encontradas quando se comparam duas comunidades bióticas (Silvestre, 2009). O Índice de Jaccard é normalmente igual a 1 em casos de similaridade completa entre as comunidades e igual a zero, se as áreas são dissimilares e não têm espécies em comum (Gomes & Ferreira, 2004). Uma das grandes vantagens deste índice é a sua simplicidade. Porém, isso também pode ser uma desvantagem, já que os coeficientes não consideram a abundância relativa de espécies. Todas as espécies possuem um peso igual na equação, independentemente de serem abundantes ou raras (Gomes & Ferreira, 2004).

##### ◆ Substituição (*turnover*)

A substituição é definido como o número de espécies eliminadas e substituídas por unidade de tempo e pode ser estimado com dados de abundância ou de presença/ausência em amostras considerando um único gradiente (Baselga, 2010; Anderson *et al.*, 2011 e Baselga & Orme,

2012). A quantificação do *turnover* tem aplicação directa para questões de concepção de reservas biológicas, dos efeitos da fragmentação, e para a estimativa da diversidade global (Cruz, 2014). O *turnover* é igual a zero quando uma comunidade detém um subconjunto de espécies presentes na outra e igual a um, quando não existem espécies partilhadas nas duas comunidades (Baselga, 2012 e Villéger *et al.*, 2013).

Nas comunidades faunísticas estruturadas pelo padrão de *turnover* (Figura 2), os gradientes ambientais (ex: vegetação) e climáticos influenciam a ocorrência de diferentes espécies, resultando em conjuntos desiguais de espécies ao longo do gradiente (Svenning *et al.*, 2011). A dispersão das espécies também influencia no estabelecimento do *turnover* entre comunidades pois, segundo Qian *et al.* (2005), espécies com baixa capacidade de dispersão possuem uma tendência de se manterem agregadas, aumentando os valores de substituição entre as áreas. O processo de perda e fragmentação de habitats pode induzir a um padrão de *turnover* entre as comunidades uma vez que os fragmentos formados podem consistir na eliminação de certas espécies e substituição por outras (Bernardo, 2012).

#### ◆ Aninhamento (*nestedness*)

O aninhamento é definido como o grau com que as comunidades analisadas tendem a representar subconjuntos de outras comunidades, reflectindo um processo não aleatório de perda ou ganho de espécies como consequência de qualquer factor que promova a desmembramento das comunidades (Baselga, 2010 e Baselga & Orme, 2012). As comunidades que se encontram aninhadas possuem espécies presentes em comunidades mais pobres como subconjunto das comunidades mais ricas (Figura 2) (Almeida-Neto *et al.*, 2011).

O processo de perda e fragmentação de habitats pode induzir a um padrão de aninhamento entre as comunidades uma vez que os fragmentos formados são subconjuntos do habitat original contínuo (Bernardo, 2012). O aninhamento é igual a zero quando as duas comunidades tem o mesmo número ou a mesma composição de espécies e um, quando uma comunidade detém um subconjunto de espécies presentes na outra (Baselga, 2012 e Villéger *et al.*, 2013).



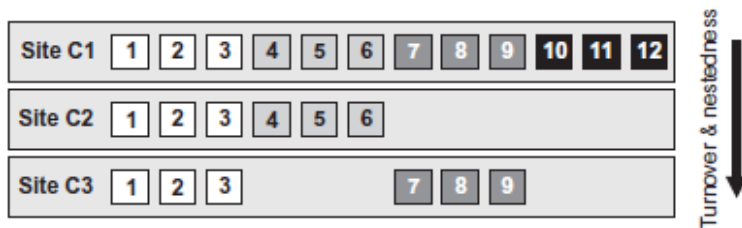


Figura 2. Padrão de substituição de espécies (*turnover*) e aninhamento em três comunidades diferentes (C<sub>1</sub> – C<sub>3</sub>) (Baselga, 2010).

## 2.8. Regimes de uso florestal na Província de Manica

### ◆ Reserva especial

É uma área de conservação de uso sustentável, de domínio público do Estado, delimitada, destinada a protecção de uma determinada espécie de fauna ou flora rara, endémica ou em vias de extinção ou que denuncie declínio ou com valor cultural e económico reconhecido. Exceptuando os recursos cuja exploração é permitida pelo plano de manejo, é proibida a exploração de quaisquer recursos na reserva especial. As reservas florestais fazem parte desta categoria (AR, 2014).

### ◆ Coutada oficial

É uma área de conservação de uso sustentável, de domínio público do Estado, delimitada, destinada a actividades cinegéticas e a protecção das espécies e ecossistemas, na qual o direito de caçar só é reconhecido por via do contrato de concessão celebrado entre o Estado e o Operador. São interditas na coutada oficial as actividades susceptíveis de comprometer os objectivos que conduziram à celebração do contrato de concessão. É permitido o uso de recursos florestais pelas comunidades locais, desde que realizadas em moldes sustentáveis com fins de subsistência (AR, 2014)

### ◆ Área de conservação comunitária/floresta comunitária

Constitui área de conservação de uso sustentável, do domínio público comunitário, delimitada, sob gestão de uma ou mais comunidades locais onde estas possuem o direito de uso e aproveitamento da terra, destinada a conservação de fauna e flora e uso sustentável dos recursos naturais. O licenciamento para o exercício de actividades de exploração de recursos a terceiros

só pode ser feito com prévio consentimento das comunidades locais, após processo de auscultação, que culmine na celebração de um contrato de parceria (AR, 2014).

A área visa proteger e conservar os recursos naturais existentes na área do uso consuetudinário da comunidade, incluindo conservar os recursos naturais, florestas sagradas e outros sítios de importância histórica, religiosa, espiritual e de uso cultural para a comunidade local, garantir o manejo sustentável dos recursos naturais de forma a resultar no desenvolvimento sustentável local e assegurar o acesso e perenidade das plantas de uso medicinal e à diversidade biológica em geral (AR, 2014).

#### ◆ Concessão florestal

Constitui área do domínio público delimitada, concedida a um determinado operador, através do contrato de concessão florestal, destinada à exploração florestal para o abastecimento da indústria, mediante um Plano de Maneio previamente aprovado. A exploração, sob o regime de concessão florestal, será permitida a qualquer pessoa singular ou colectiva nacional ou estrangeira, bem como às comunidades locais interessadas em explorar os recursos florestais para fins comerciais, industriais ou energéticos, em função da capacidade do operador e de acordo com o Plano de Maneio elaborado observando o Regulamento sobre o Processo de Avaliação do Impacto Ambiental e aprovado pelo sector (DNFFB, 2002).

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

#### 3.1. Descrição da área de estudo

##### 3.1.1. Localização geográfica

A Província de Manica está localizada no Centro-Oeste de Moçambique, ao longo da fronteira com o Zimbabwe, entre os paralelos 21° 34' 07'' e 16° 24' 05'', Latitude Sul, 34° 01' 47'' e 32° 42' 45', Longitude Este. Os limites da Província são, a Norte a Província de Tete; a Sul é limitada pelas províncias de Gaza e Inhambane, através do Rio Save; a Este separa-se da província de Sofala e a Oeste, faz fronteira com a República do Zimbabwe (Jansen *et al.*, 2008 e Bazima *et al.*, 2011). O estudo abrangeu 5 distritos da Província de Manica nomeadamente, Tambara e Macossa na zona norte; Gondola na zona centro e Sussundenga e Mossurize na zona sul (Figura 3).

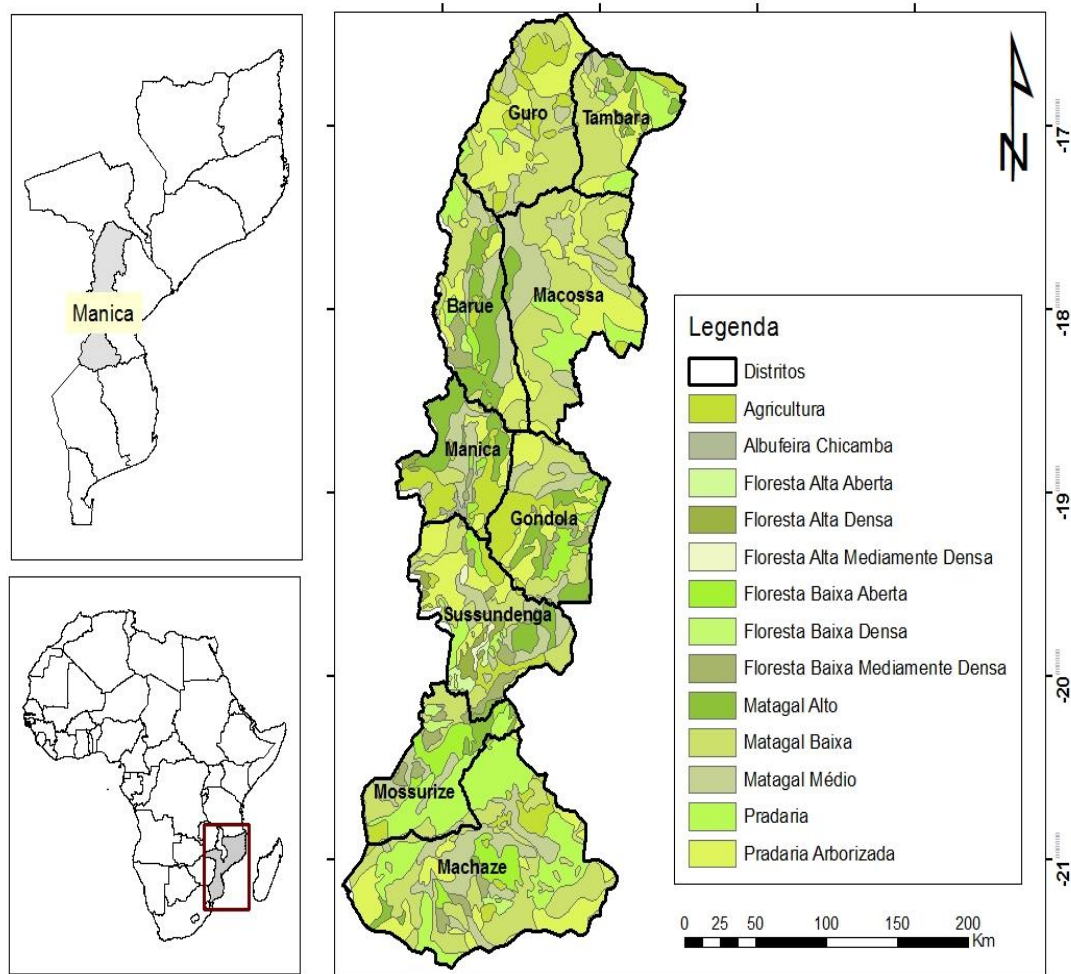


Figura 3. Mapa de localização da província de Manica e cobertura de terra nos diferentes distritos

### **3.1.2. Clima**

A Província de Manica é no geral, caracterizada por um clima tropical modificado pela altitude, com duas estações distintas: uma chuvosa, de Setembro a Março, e outra seca, de Abril a Agosto (Bazima *et al.*, 2011). Os distritos localizados a norte da província tais como Tambara e Macossa possuem um clima seco e sub-húmido, respectivamente e as suas temperaturas médias anuais são relativamente altas chegando a atingir os 32.5°C (MAE, 2014 e MAE, 2014a) que os distritos localizados a sul, tais como Sussundenga e Mossurize que são geralmente mais frios atingindo 23°C de temperaturas médias (MAE, 2014c e MAE, 2014d).

Os distritos localizados a sul (Sussundenga e Mossurize) apresentam precipitações médias anuais mais elevadas que variam de 1000 mm a 1500 mm (MAE, 2014c; MAE, 2014d e MAE, 2014b) em relação aos distritos do norte (Tambara e Macossa) onde as precipitações variam de 500 mm a 800 mm (MAE, 2014 e MAE, 2014a). Os Distritos localizados no centro da província como Gondola, apresentam uma precipitação média anual de 1080 mm com um clima frio e húmido (MAE, 2014b).

### **3.1.3. Relevo/Topografia**

O relevo da Província é constituído por três zonas altimétricas designadamente, áreas de montanhas, planaltos e planícies. As montanhas situam-se essencialmente no extremo oeste da cidade capital da província de Manica, Chimoio, com mais de 1.000 m de altitude, junto à fronteira com o Zimbabwe e incluem uma maior parte dos distritos de Sussundenga e Mossurize. É nesta zona onde se situam os pontos mais altos da Província: o Monte Binga com 2.436m; o Monte Gorongue com 1.887m e a Serra Chôa com 1.844m (MAE, 2014c; MAE, 2014d e Bazima *et al.*, 2011).

Os planaltos com altitudes que variam entre os 200 e 1.000 m, localizam-se na região central e Este, e ocupam cerca de 70% da área da Província (MAE, 2014b e Bazima *et al.*, 2011). As planícies com altitudes que variam de 100 a 200 m estão localizadas no extremo Sudeste da Província, onde os terrenos são quase planos e localmente dissecados (MAE, 2014; MAE, 2014a e Bazima *et al.*, 2011).

### **3.1.4. Solos**

Os solos da Província de Manica compreendem essencialmente os solos franco-argilosos-arenosos; solos franco-argilosos-arenosos vermelhos com camada superficial mais leve; solos arenosos. Os solos com fertilidade baixa a intermédia, em parte delgados, estão localizados na região Oeste, os quais são susceptíveis à erosão. Os solos franco-argilosos-arenosos vermelhos com camada superficial mais leve, fertilidade baixa e susceptíveis à erosão, estão localizados na faixa Central e Norte (Gondola, Manica e extremo sul de Tambara e Bárue). Os solos arenosos, com fertilidade muito baixa e baixa retenção de água, localizam-se no Sul e no extremo Nordeste (Sussundenga, Mossurize e Machaze) (MAE, 2014; MAE, 2014a; MAE, 2014b; MAE, 2014c; MAE, 2014d e Bazima *et al.*, 2011).

### **3.1.5. Hidrografia**

A Província de Manica é rica em recursos hídricos. Os principais rios correm no sentido Oeste-Este, obedecendo à disposição do relevo. As principais bacias hidrográficas são o Zambeze, no extremo Norte, Pungué e Búzi, na região Central e Save, no extremo Sul. A rede hidrográfica dos distritos localizados na região sul tais como Sussundenga e Mossurize, é relativamente numerosa que os distritos do centro (Gondola) e norte (Tambara e Macossa) da província (Bazima *et al.*, 2011).

O distrito de Gondola é atravessado por dois principais rios tais como, o Púngue e Revué, para além de 4 rios secundários como os rios Mussagandze, Mudzingadzi, Thôa e Mudi (MAE, 2014b). A rede hidrográfica do distrito de Sussundenga compreende 4 rios principais, nomeadamente: Revué, Munhinga, Mussapa e Lucite. Uma grande parte da Albufeira de Chicamba pertence ao território do distrito (MAE, 2014c). O Distrito de Mossurize possui dois importantes rios de regime permanente, o Búzi e o Mossurize, para além de outros rios de importância secundária tais como, Dacata, Muchenedzi, Zona, Chinhica, Rupice, Mucurumadzi, Lucite, Mavuaze e Mussessa (MAE, 2014d).

### **3.1.6. Flora e Fauna**

A vegetação da província de Manica é predominantemente constituída por floresta de miombo com estratos diferenciados (altos, médios e baixos), cobrindo cerca de 25.2% de cobertura florestal total, com predominância de espécies como *Brachystegia spp.*, *Julbernardia spp.* e

*Isoberlinia spp.*; savanas (árvores e arbustos) cobrindo 13.5%; floresta de mopane (aberta e fachada) cobrindo 10.1% e áreas de florestas com mosaico de agricultura itinerante ocupando 13.2% (Jansen *et al.*, 2008 e MICOA, 2014).

O distrito de Tambara apresenta baixa cobertura florestal devido ao elevado desflorestamento e erosão. É caracterizado por floresta aberta de miombo com predomínio de estrato baixo, com espécies como *Brachystegia spp.* e floresta de mopane na coutada 7, dominado por *Colophospermum mopane* (MAE, 2014; MICOA, 2006; DNTF, 2007 e Bazima *et al.*, 2011). Outras espécies florestais comuns no distrito incluem *Combretum collinum*, *Combretum apiculatum*, *Albizia amara*, *Dalbergia melanoxylon* (Pau preto), *Sclerocarya birrea* (Canhoeiro), entre outras (MICOA; 2009 e MICOA, 2014). O distrito de Macossa é dominado por floresta de miombo de cobertura média a alta sobretudo nas áreas de conservação (coutadas 9 e 13 (MAE, 2014a). Diferentemente de Tambara, a vegetação é dominada por espécies arbóreas como *Brachystegia boehmii* e *Diplorhynchus condylocarpon*. Ocorrem também, espécies como *Combretum collinum*, *Pterocarpus rotundifolius*, *Xeroderris stuhlmannii*, *Terminalia mollis*, *Swartzia madagascariensis* (Pau ferro), *Brachystegia spiciformis*, *Pterocarpus angolensis* (Umbila), *Strychnos madagascariensis*, entre outras (MAE, 2014a; MICOA, 2009 e MICOA, 2014).

O distrito de Gondola é dominado pela floresta de miombo de estrato baixo a médio, com elevado desflorestamento causado pelo corte não selectivo das árvores (MAE, 2014b e Bazima *et al.*, 2011). Predominam espécies vegetais com uma altura média de 10 a 15 m tais como, *Brachistegia spp.*, *Julbernardia spp.* e *Isoberlina spp.*, *Diplorhynchus condylocarpon*, *Dalbergia sp.*, *Millettia stuhlmannii* (Jambirre/Panga-panga), *Pterocarpus angolensis* (Umbila), Pau-ferro, entre outras (MAE, 2014b; Bazima *et al.*, 2011 e MICOA, 2014). Nas áreas montanhosas da província como o distrito de Sussundenga, a vegetação predominante é a floresta sempre verde de montanha devido a abundância de chuvas ao longo do ano, com predominância de estrato alto e cobertura de copa que varia de 40% a 90%, sobretudo nas áreas de conservação como a Reserva Florestal de Moribane (Alves, 2004 e MAE, 2014c). Predominam espécies como Jambirre, *Newtonia buchananii*, *Combretum zeyheri*, *Markhamia sp.*, *Albizia adianthifolia*, *Pteleopsis myrtifolia*, entre outras (MAE, 2014c; MICOA, 2003 e MICOA, 2014).

O distrito de Mossurize, diferentemente de Tambara e Sussundenga, possui uma cobertura florestal de tipo miombo aberto com predominância de estrato de cobertura baixa. Regista-se intensa exploração de espécies madeiras, sobretudo na área da concessão florestal (Cumbane *et al.*, 2007). Porém, à semelhança de Macossa e Gondola, predominam espécies como *Brachystegia spp.*, *Julbernardia spp.*, *Isoberlina spp.* e Jambirre. Ocorre também *Albizia amara*, *Diplorhynchus condylocarpon*, *Combretum collinum*, *Combretum zeyheri*, *Markhamia sp.*, *Acacia nigrescens*, *Pseudolachnostylis maprouneifolia*, entre outras (UASID, 2008 e MICOA, 2009).

A fauna da província de Manica encontra-se mais representada nas áreas de conservação que fora delas (MICOA, 2009). A comunidade de pequenos mamíferos, répteis, anfíbios, aves e insectos é diversa. Porém, os grandes mamíferos estão ausentes sobretudo em áreas de assentamento populacional, embora ocorram em menor escala em algumas áreas de conservação como a Coutada 9 em Macossa e Reserva Florestal de Moribane em Sussundenga (Guedes, 2008 e Lindsey & Bento, 2012). Os mamíferos como rinoceronte branco (*Ceratotherium simum*), sitatunga (*Tragelaphus spekei*), rinoceronte preto (*Diceros bicornis*), girrafa (*Giraffa camelopardalis*), chango da montanha (*Redunca fulvorufula*) e palapala-cinzenta (*Hippotragus equinus*), estão extintos em Tambara, Macossa, Gondola e Mossurize (MICOA, 2009; Lindsey & Bento, 2012 e MICOA, 2014). O cudo (*Tragelaphus strepsiceros*) e o facocero (*Phacochoerus aethiopicus*) são os animais mais caçados em Macossa e Tambara (Lindsey & Bento, 2012). Os distritos de Macossa e Sussundenga apresentam alta riqueza de mamíferos de médio e pequeno porte em relação aos distritos de Tambara, Gondola e Mossurize (MICOA, 2014).

A diversidade de herpetofauna da província de Manica é pouco conhecida e muitas das espécies de répteis e anfíbios que ocorrem nas terras altas de Chimanimani, são endémicas tais como o lagarto *Platysaurus ocellatus*; cobras do género *Dromophis* e anfíbios como *Bufo vertebralis* e *Anthrolrptis troglodytes*. Muitas espécies das aves são migratórias e partilhadas com os países vizinhos como Zimbabwe. Algumas delas são endémicas como o caso de *Apalis chirindensis* e *Swynnertonia swynnertoni* (MICOA, 2009).

### **3.1.7. População e actividades económicas**

O distrito de Tambara possui uma população de 42.298 habitantes e densidade populacional de 11 habitantes/km<sup>2</sup>. A produção agrária domina a principal actividade económica das famílias, porém o distrito possui uma densidade populacional baixa em comparação com outros distritos da província. A carpintaria e o artesanato aparecem como alternativa a produção agrícola, embora praticados em menor escala (MAE, 2014).

O distrito de Macossa possui 18.063 de habitantes com uma densidade populacional muito baixa que Tambara, Gondola, Sussundenga e Mossurize, cerca de 1.9 habitantes/km<sup>2</sup> (MAE, 2014a). À semelhança de Tambara, possui extensas áreas que não estão habitadas e são potencial habitat para fauna. Porém, as comunidades locais praticam agricultura de subsistência com base em corte e queima (agricultura itinerante) sem insumos em áreas que variam de meio a um hectare. Isto resulta numa progressiva conversão de habitats naturais em áreas de agricultura, uma vez que usam apenas as machambas por um período máximo de 2 anos, seguindo para abertura de novas áreas, o que conduz a uma redução da cobertura florestal (Lindsey & Bento, 2012). Existe também, uma Associação de Produtores de Mel de Macossa composta por 13 membros da comunidade local que se dedica a extracção do mel com base no uso do fogo, operadores madeiros individuais que trabalham ao nível da comunidade, sem licenças de corte e que cortam as árvores e vendem-nas no local de corte assim como processadores secundários de madeira (pequenos carpinteiros) localizados nas vila que fornecem os seus produtos Yola Móveis em Maputo e Univendas em Tete (Nhancala *et al.*, 2009).

O distrito de Gondola possui uma população de 237.600 habitantes e uma densidade populacional de 41.2 habitantes/km<sup>2</sup>. Possui potencialidades agrárias cuja exploração domina a actividade económica das famílias. A agricultura é praticada manualmente em pequenas explorações familiares em regime de consociação de culturas com base em variedades locais. O fomento pecuário é fraco devido a doenças como Newcastle, Tripanossomoses e falta de pastagens palatáveis. A pequena indústria local (carpintaria e artesanato) surgem como alternativas à actividade agrícola no distrito (MAE, 2014b).



Os distritos de Sussundenga e Mossurize possuem 119.767 e 158.070 habitantes correspondentes a uma densidade populacional de 16.9 e 31.5 habitantes/km<sup>2</sup>, respectivamente (MAE, 2014c e MAE, 2014d). Tanto em Sussundenga como em Mossurize, a agricultura, principal actividade económica, é tipicamente itinerante, factor que faz com que as comunidades necessitem aumentar os seus campos produtivos. É uma agricultura que usa fundamentalmente técnicas rudimentares (criando condições para a perda precoce da qualidade do solo), pondo em causa a cobertura florestal e conservação da diversidade (De Matos & Medeiros, 2009).

### **3.2. Desenho experimental e estabelecimento dos pontos de amostragem**

Dado que o objecto do estudo era de avaliar a biodiversidade faunística ao longo de um gradiente de cobertura, foram definidos três níveis de cobertura florestal nomeadamente, baixo, médio e alto. A definição dos níveis de cobertura foi feita usando estimativas visuais de percentagem de cobertura no campo e alicerçado no pressuposto teórico de que a cobertura florestal aumenta com a distância à comunidade (Shrestha & Alavalapati, 2006 e Guthiga, 2008) (Figura 4) e na classificação de Filipe (2008), que compreendia floresta degradada (aberta) ou com densidade baixa, aquela com cobertura de copa menor que 20%, moderadamente degradada (média) com cobertura entre 20 a 60% e floresta intacta (densa), com cobertura maior que 60%.

Os pontos de amostragem foram estabelecidos em quatro regimes de uso florestal nomeadamente, coutada, nos Distritos de Tambara e Macossa, floresta comunitária no Distrito de Gondola, reserva florestal no Distrito de Sussundenga e concessão florestal no Distrito de Mossurize, respeitando-se uma distância mínima de 2 km da aldeia e das vias de acesso. A inclusão do regime do uso no presente estudo, está relacionada com a variação de gradiente de cobertura florestal entre eles, isto é, as áreas protegidas como reservas florestais e coutadas, potencialmente possuem áreas com maior cobertura florestal que as florestas comunitárias e as concessões florestais, onde o uso extractivo dos recursos florestais é permitido. A recolha de dados no campo foi realizada nos meses de Abril e Maio de 2014, onde foram colhidos dados de grupos taxonómicos susceptíveis a mudanças de cobertura florestal como, mamíferos, répteis, anfíbios e aves (Angelstam *et al.*, 2003; Furlani *et al.*, 2009; Bohm *et al.*, 2013 e Burivalova *et al.*, 2014).

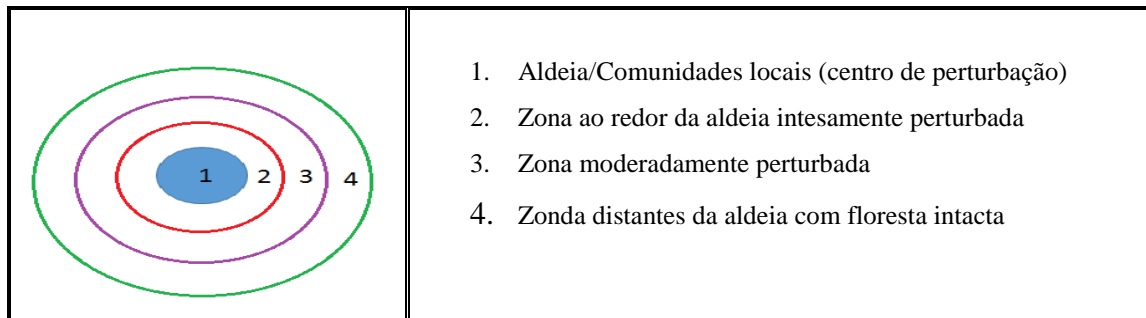


Figura 4. R epresentação esquemática do gradiente de perturbação florestal causada pelas comunidades locais (Adaptado de Shrestha & Alavalapati, 2006 e Guthiga, 2008)

### 3.3. Recolha de dados no campo

#### 3.3.1. Determinação da diversidade $\alpha$ e $\beta$ nos níveis de cobertura florestal e regimes de uso florestal

Para determinar a diversidade  $\alpha$  e  $\beta$  foram feitos levantamentos da mastofauna e herpetofauna (Figura 5), percorrendo-se um transecto de 350 m de comprimento e 20 m de largura. A distância mínima de separação entre os transectos nos diferentes níveis de cobertura foi de 500 metros obedecendo a metodologia de Roos (2010), evitando ao máximo que um transecto interceptasse o outro.

Para a detecção e identificação dos mamíferos, répteis e anfíbios, utilizou-se métodos directos e indirectos, colhendo-se apenas dados de espécies presentes nos transectos e registando-os numa ficha de recolha de dados (Anexo 1). Os métodos directos consistiram no levantamento através da observação directa dos mamíferos, anfíbios e répteis dentro dos transectos. Os métodos indirectos consistiram no registo da ocorrência das espécies através da identificação de fezes, pegadas, restos de alimentos, tocas, pêlos, escavações, ninhos e audição de sons emitidos pelos animais. A identificação e nomenclatura das espécies foi realizada no campo com ajuda de pessoas residentes na área e uso de manuais de identificação de animais tais como Stuart & Stuart (2001) para mamíferos, Walker (1996) para sinais indirectos de mamíferos, Branch (1998) para identificação de répteis e Channing (2001) para identificação de anfíbios.

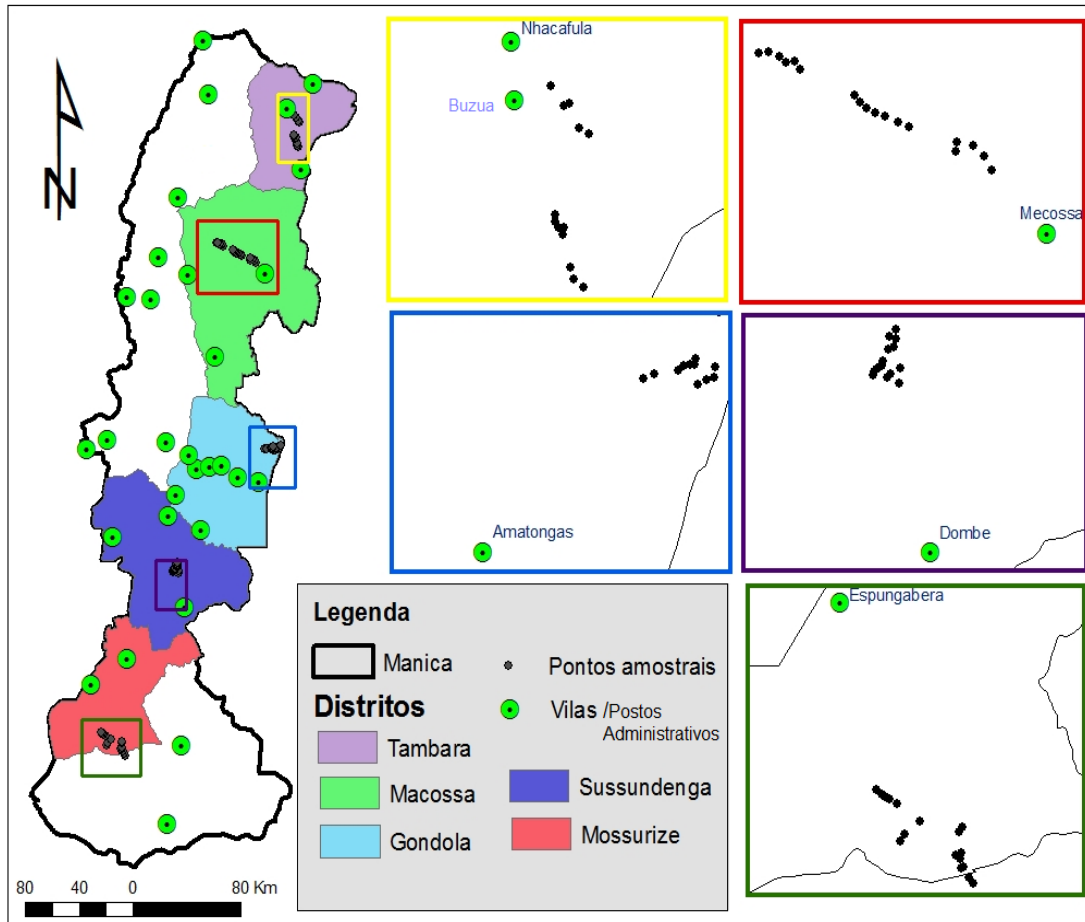


Figura 5. Mapas de localização dos pontos de amostragem nos distritos de estudo

Foram colocadas 20 armadilhas do tipo gaiolas Sherman 23 cm x 7.5 cm x 7.5 cm para capturar pequenos mamíferos difíceis de visualizá-los e que não deixam sinais identificáveis. As gaiolas foram colocadas em locais com sinais de tocas, pequenos trilhos e restos de alimentos. Para atrair os pequenos mamíferos, usou-se como isca, a manteiga de amendoim (Figura 6). As armadilhas eram colocadas no final do dia, pernoitavam no local e eram inspeccionadas na manhã do dia seguinte. Os animais capturados eram identificados e posteriormente libertos no seu habitat.



Figura 6. Locais de colocação da gaiola Sherman com isca

Segundo Blomberg (1996), o levantamento dos répteis foi feito em microhabitats específicos como rochas, locais com troncos de árvores caídas, cascas e copas de árvores mortas ao longo dos transectos. O levantamento dos anfíbios foi feito em habitats específicos como lagoas e locais pantanosos (Halliday, 1996). A procura da fauna de diferentes grupos taxonómicos (mamíferos, répteis e anfíbios) durou em média 1 hora em cada transecto e era feita das 07:00h as 12:00h e das 14:00h as 16:00 horas de cada dia. O esforço de amostragem para a avaliação da mastofauna e herpetofauna foi de 76 transectos (Tabela 2).

Tabela 2. Número de transectos para mastofauna e herpetofauna por nível de cobertura florestal

Regime de uso	Tipo de vegetação	Nível de cobertura			Total	Localização
		Baixo	Médio	Alto		
Floresta comunitária	Miombo	4	4	4	12	Gondola
Coutada 7	Mopane	5	4	4	13	Tambara
Reserva florestal	Floresta de montanha	5	5	5	15	Sussundenga
Coutada 9/13	Miombo	6	6	6	18	Macossa
Concessão florestal	Miombo	6	6	6	18	Mossurize
<b>Total</b>		<b>26</b>	<b>25</b>	<b>25</b>	<b>76</b>	

### 3.3.2. Determinação da densidade das aves nos níveis de cobertura florestal e regimes de uso florestal

Para determinar a densidade das aves, foram feitos levantamentos usando contagem em ponto (*point count*) de acordo com Greenwood (1996). Em cada nível de cobertura e regime de uso florestal, foram estabelecidos dois pontos de contagem com 200 m de separação, obedecendo a metodologia de Gibbson *et al.* (1996), segundo a qual, a distância mínima sensível entre dois

pontos de contagem das aves deve ser de 200 m dado que pontos próximos levam a sobrecontagem e pontos demasiadamente distantes gastam tempo na deslocação do contador de um ponto para outro. Em cada ponto, o observador mantinha-se em estação por 5 minutos após escalar o ponto antes de iniciar a contagem, para permitir que as aves que se movimentaram devido a perturbação causada pela sua chegada, pousassem nos ramos (Gibbson *et al.*, 1996 e Raman, 2003).

Posteriormente a esse tempo, o observador contou (sem identificar as espécies) durante 10 minutos, todas aves visualizadas e ouvidas nos raios de 25 m e fora dos 25 metros até ao ponto em que as aves não eram visualizadas e nem audíveis, registando-as numa ficha de recolha de dados (Anexo 2). As contagens duraram 30 minutos em cada ponto de contagem e foram efectuadas em dois periodos do dia, nas primeiras horas do dia, das 07:00 horas às 09:00 horas, e no final do dia, das 16:00 horas às 17:00 horas. Neste período as aves são mais activas procurando alimento, o que facilita a sua detecção e contagem (Raman, 2003). O esforço de amostragem para a avaliação da densidade da avifauna foi de 73 pontos de contagem (Tabela 3).

**Tabela 3. Número de pontos de observação de aves por nível de cobertura florestal**

Regime de uso	Tipo de vegetação	Nível de cobertura			Total	Localização
		Baixo	Médio	Alto		
Floresta comunitária	Miombo	4	3	3	10	Gondola
Coutada 7	Mopane	5	4	5	14	Tambara
Reserva florestal	Floresta de montanha	5	5	5	15	Sussundenga
Coutadas 9/13	Miombo	5	5	6	16	Macossa
Concessão florestal	Miombo	6	6	6	18	Mossurize
<b>Total</b>		<b>25</b>	<b>23</b>	<b>25</b>	<b>73</b>	

### 3.4. Análise de dados

Os dados da mastofauna, herpetofauna e avifauna foram introduzidos no *software Microsoft Excel 2013*. Usando tabelas dinâmicas (*pivot table*), gerou-se tabelas de agrupamento de espécies de mastofauna e herpetofauna por nível de cobertura e regime de uso florestal. Cada transecto e cada ponto de contagem foram considerados como unidades de amostragem independentes para o cálculo de frequências e médias, respectivamente.

### 3.4.1. Determinação da diversidade $\alpha$ e $\beta$ nos níveis de cobertura florestal e regimes de uso florestal

As espécies foram agrupada por famílias, a riqueza das espécies foi determinada e comparada entre os níveis de cobertura e entre os regimes de uso florestal. A similaridade de espécies entre os níveis de cobertura e regimes de uso florestal foi calculada utilizando o Coeficiente ou Índice de Jaccard em combinações de pares de nível de cobertura florestal e pares de regimes de usos florestal (Gomes & Ferreira, 2004 e Silvestre, 2009), conforme a seguinte fórmula:

$$CJ = \frac{S_0}{S_1 + S_2 - S_0}$$

Onde:

CJ = Coeficiente de Jaccard;

$S_1$  e  $S_2$  = Número de espécies da área 1 e 2

$S_0$  = Número de espécies comuns a ambas as áreas

A análise da similaridade entre os níveis de cobertura e regimes de uso florestal foi feita com base em dendogramas de similaridade no *software* MVSP (*Multi-Variate Statistical Package*) versão 3.22. A substituição das espécies (*turnover*) e o aninhamento (*nestedness*) foram calculados em combinações de pares de nível de cobertura florestal e pares de regimes de usos florestal através da equação do índice de dissimilaridade de Sorensen (Índice de Sorensen = Índice de aninhamento + Índice de dissimilaridade de Simpson), conforme Baselga (2010) e Baselga & Orme (2012).

A comparação do *turnover* e aninhamento foi feita entre pares de níveis de cobertura florestal; entre pares de regimes de uso florestal correspondentes a áreas protegidas (coutadas e reserva florestal) e áreas não protegidas (floresta comunitária e concessão florestal); entre pares de regimes de uso correspondentes a áreas não protegidas (floresta comunitária e concessão florestal). A categorização em áreas protegidas e não protegidas visa compreender a contribuição das áreas não protegidas na manutenção da diversidade faunística assumindo-se que teoricamente, pela natureza do seu uso, sofrem mais perturbações antrópicas e por conseguinte detém baixa diversidade faunística.

$$\beta_{\text{sor}} = \beta_{\text{sim}} + \beta_{\text{sne}} \equiv \frac{b+c}{2a+b+c} = \frac{b}{b+a} + \left(\frac{c-b}{2a+b+c}\right)\left(\frac{a}{b+a}\right)$$

Onde:

$\beta_{\text{sor}}$  = Dissimilaridade de Sorensen

$\beta_{\text{sim}}$  = Dissimilaridade de Simpson (igual a componente *turnover* de dissimilaridade de Sorensen)

$\beta_{\text{sne}}$  = Aninhamento de dissimilaridade de Sorensen

a = Número de espécies partilhadas entre os dois locais ou comunidades

b = Número de espécies únicas no local com menor riqueza

c = Número de espécies únicas do local ou comunidade mais rica. Os valores variam de 0 a 1 e valores próximo de 1 representam uma grande diversidade beta.

### **3.4.2. Determinação da frequência de ocorrência da mastofauna, herpetofauna e densidade das aves nos níveis de cobertura florestal e regimes de uso florestal**

A frequência de ocorrência das espécies de mastofauna e herpetofauna em cada nível de cobertura e regime de uso foi determinada como a proporção entre o número de transectos onde uma espécie foi encontrada e o número total de transectos avaliados (Gomes & Ferreira, 2004). A comparação das frequências foi feita para espécies que ocorreram em todos os níveis e regimes de uso e com uma frequência maior ou igual a 0.1; espécies prioritárias para a conservação, tais como as listadas no apêndice I da CITES (CITES, 2014) e as ameaçadas segundo a Lista Vermelha da IUCN (IUCN, 2014).

Para detectar diferenças estatisticamente significativas na frequência de ocorrência das espécies entre os níveis de cobertura e entre os regimes de uso florestal, foram calculados intervalos de confiança binomiais para proporções, usando um pacote estatístico *online* denominado “*Binomial confidence intervals*” a um nível de significância de 5%. Os intervalos de confiança que não se sobrepõem indicam diferenças estatisticamente significativas entre as proporções/frequências de ocorrência da espécie entre níveis de cobertura e entre regimes de uso florestal.

A densidade de aves entre os níveis de cobertura e entre os regimes de uso florestal foi estimada usando a fórmula proposta por Greenwood (1996):

$$D = \frac{n_1 + n_2}{\pi r^2 m} \log_e \left( \frac{n_1 + n_2}{n_2} \right)$$

Onde:

D = Densidade das aves (aves/ha)

r = Raio da primeira zona de contagem (25 metros)

n<sub>1</sub> = Número de aves contadas dentro do raio de 25 metros

n<sub>2</sub> = Número de aves contadas fora do raio dos 25 metros

m = Número de pontos de contagem de cada nível de cobertura

log<sub>e</sub> = Logaritmo natural ou de base 10, correspondente a 2.7182817

Foi aplicada Análise de Variância (ANOVA) de um factor a um nível de significância  $\alpha = 0.05$  para comparar a média do número de aves entre os níveis de cobertura e entre os regimes de uso florestal usando-se o pacote estatístico GenStat IV. As barras verticais de intervalos de confiança que não se sobrepõem indicam diferenças estatisticamente significativas da média do número das aves entre os níveis de cobertura florestal e entre os regimes de uso florestal.



### 3.5. Limitações do estudo

A definição dos níveis de cobertura florestal (alto, médio e baixo) para a colheita de dados foi feita usando estimativas visuais de percentagem de cobertura no campo. Os tipos de vegetação (ex: miombo, mopane e floresta de montanha) não foram rigorosamente considerados no desenho experimental e estes podem ter um papel determinante na composição das comunidades de fauna. Para além de diferentes níveis de cobertura no mesmo tipo de vegetação, o desenho experimental devia ter incluído diferentes regimes de uso no mesmo tipo de vegetação.

O estudo determinou apenas a densidade das aves sem a sua respectiva identificação, perdendo-se deste modo, a possibilidade de se aferir a influência que as mudanças de cobertura têm sobre a diversidade e *turnover* funcional nas comunidades de aves pois, diferentes espécies têm diferentes funções no ecossistema.

O estudo não incluiu as causas das mudanças de cobertura florestal, o que limitou o estabelecimento de relação e discussão dos padrões de biodiversidade faunística documentados com os mecanismos pelos quais diferentes causas da redução de cobertura florestal alteram a diversidade de espécies nas paisagens.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1. Determinação da diversidade $\alpha$ e $\beta$ nos níveis de cobertura florestal e regimes de uso florestal

#### ◆ Riqueza de espécies de fauna ao longo do gradiente de cobertura florestal

O nível de cobertura alto e baixo apresentaram maior riqueza da fauna com 34 e 33 espécies, respectivamente, em relação ao nível médio que apresentou 30 espécies (Figura 7). Foram identificadas 31 espécies de mamíferos distribuídos em 14 famílias, 11 espécies de répteis distribuídas em 8 famílias e 2 espécies de anfíbios de 2 famílias (Anexo 3). As famílias Bovidae, Cercopithecidae, Cricetidae/Muridae, Viverridae/Herpestidae do grupo dos mamíferos e as famílias Viperidae, Scincidae e Colubridae do grupo dos répteis, são as que apresentaram maior número de espécies. Porém, não foram registadas diferenças no número de espécies por família em cada nível de cobertura florestal (Figura 8).

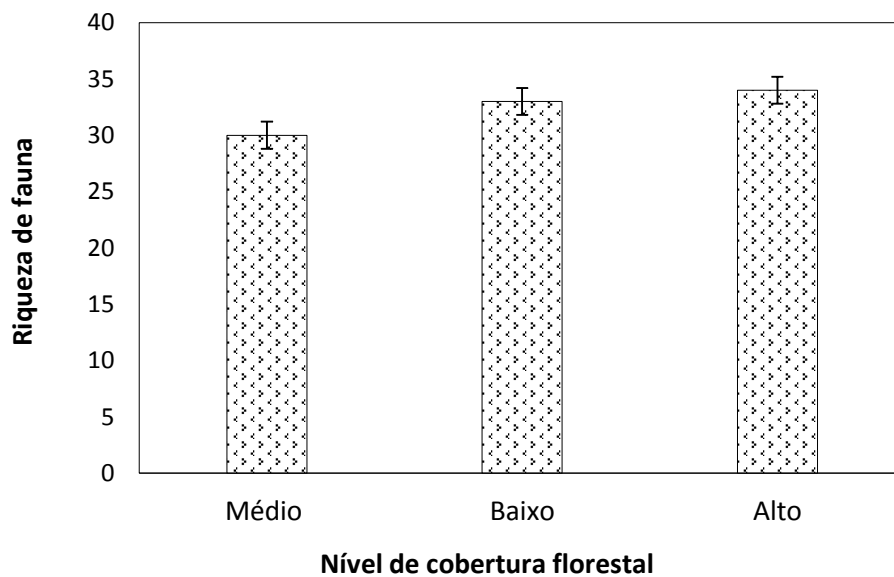


Figura 7. Riqueza de espécies (S) de fauna entre os níveis de cobertura florestal (as barras verticais indicam intervalos de confiança da média SE)

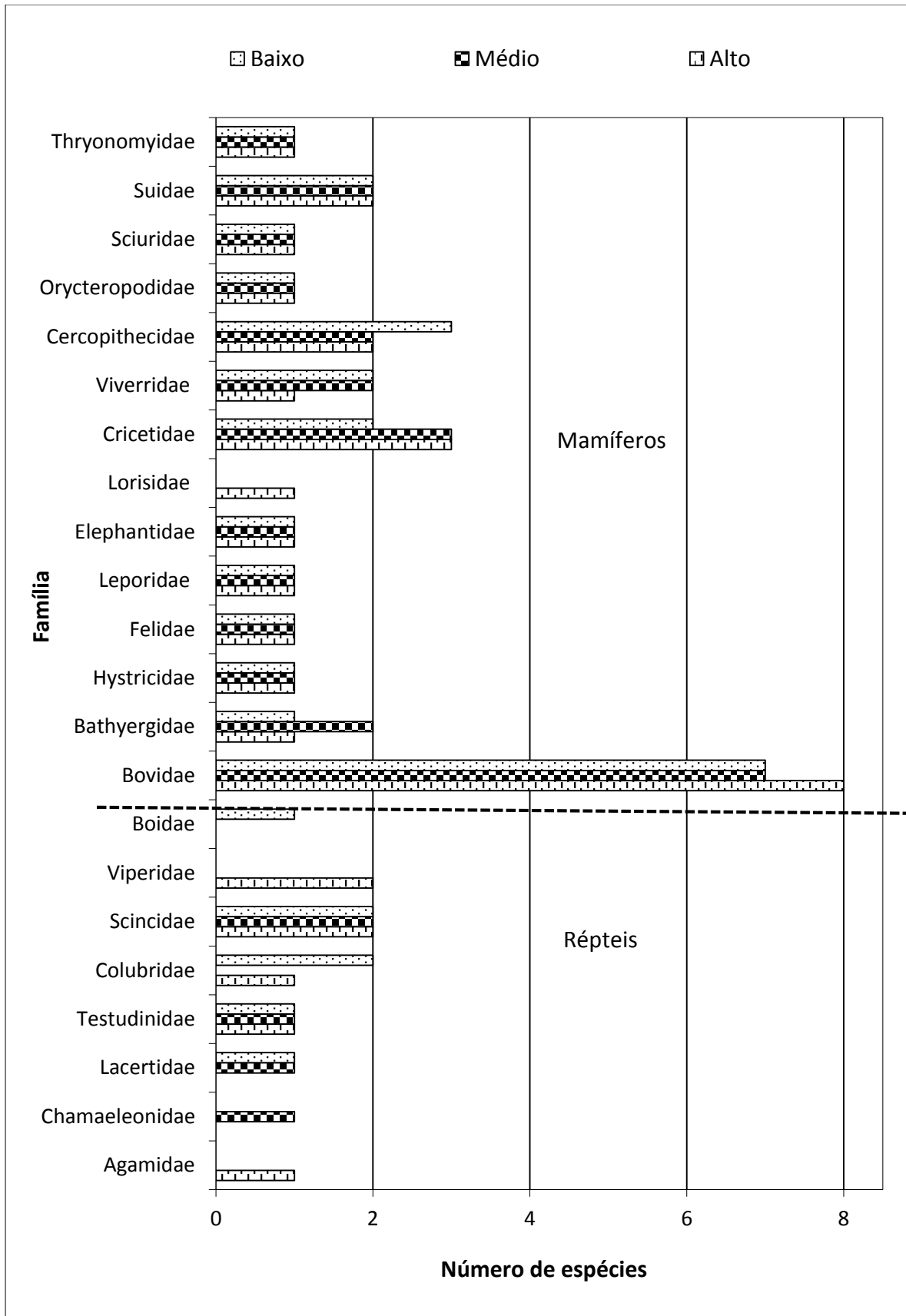


Figura 8. Número de espécies das famílias de maior riqueza por nível de cobertura florestal

De acordo com a hipótese inicial, o nível alto apresentou maior riqueza de espécies da fauna que o nível médio. A razão para este resultado pode estar relacionada com o facto de o nível de cobertura alto apresentar vegetação densa que oferece habitats para abrigo, protecção e reprodução de mamíferos e répteis (Silveira, 2005; Ramage *et al.*, 2013 e Kurz *et al.*, 2014). Urbina-Cardona *et al.* (2006) e Burivalova *et al.* (2014) encontraram maior riqueza de répteis e mamíferos em florestas tropicais de alta cobertura em relação a florestas secundárias de cobertura média. Silveira (2005) também encontrou maior riqueza da fauna em locais de cobertura alta de florestas de eucaliptos em relação aos habitats de cobertura média.

Contrariamente à hipótese inicial, entre o nível de cobertura alto e baixo, não se registou diferença na riqueza das espécies. Isto pode estar associado o facto de nos níveis de cobertura baixo na área de estudo, existir uma mistura de paisagens de áreas de agricultura e florestas (Culpa em preparação), aumentando a heterogeneidade ambiental, maior oferta de recursos (biomassa vegetal, frutos, sementes) para o forrageamento da fauna (Tschardtke *et al.*, 2005; Fahrig *et al.*, 2011 e Ramage *et al.*, 2013) e formação de clareiras nessas áreas que podem possuir alimento preferido para os herbívoros devido aos níveis altos de valor nutritivo e palatabilidade das espécies pioneiras, esperando-se maior riqueza e abundância de herbívoros pequenos e médios ou alta presença de seus sinais pela concentração de actividade de forrageamento nesses locais (Richards & Coley, 2007; Wirth *et al.*, 2008 e Flynn, 2011).

#### ◆ Riqueza de espécies de fauna em diferentes regimes de uso florestal

A concessão florestal e a floresta comunitária apresentaram maior riqueza de espécies de fauna com 19 e 18 espécies, respectivamente que as coutadas 7, 9/13 e Reserva florestal que apresentaram 12, 15 e 15 respectivamente (Figura 9). A família mais representada foi a Bovidae com 8 e 5 espécies na concessão florestal e coutadas 9/13, respectivamente (Anexo 4).

A alta riqueza da fauna encontrada nesses locais, pode ser explicada pelo facto de os habitats florestais remanescentes nas áreas de mosaico agricultura-floresta não estarem totalmente isolados e permitirem algum nível de intercâmbio de indivíduos entre diferentes comunidades e persistência de uma fracção da diversidade original (Fonseca *et al.*, 1997).

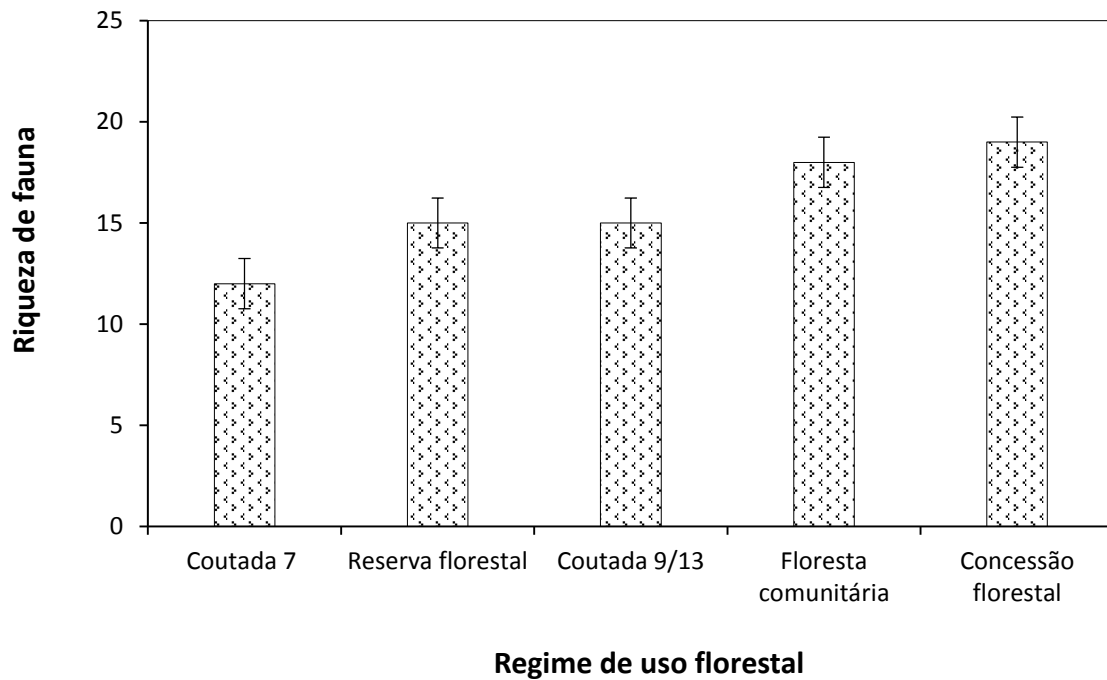


Figura 9. Riqueza de espécies (S) de fauna entre os regimes cobertura florestal (as barras verticais indicam intervalos de confiança da média SE)

#### ◆ Similaridade das comunidades de fauna entre os níveis de cobertura florestal

A similaridade das comunidades faunísticas entre os níveis de cobertura é alta ( $\geq 60\%$ ) mas diminuiu com o aumento da diferença de cobertura florestal entre os habitats (Figura 10). O dendrograma de similaridade mostrou existir maior proximidade entre os níveis de cobertura médio/baixo que entre os níveis alto/baixo e alto/médio (Figura 11).

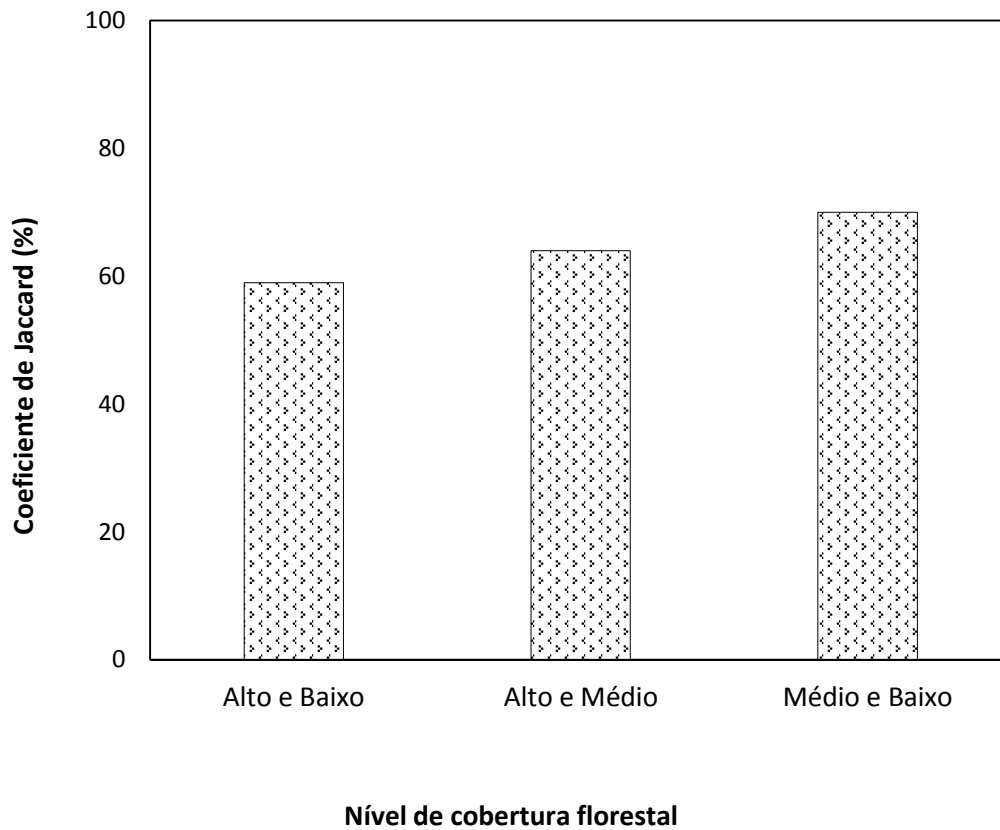


Figura 10. Similaridade das comunidades da fauna entre os níveis de cobertura florestal

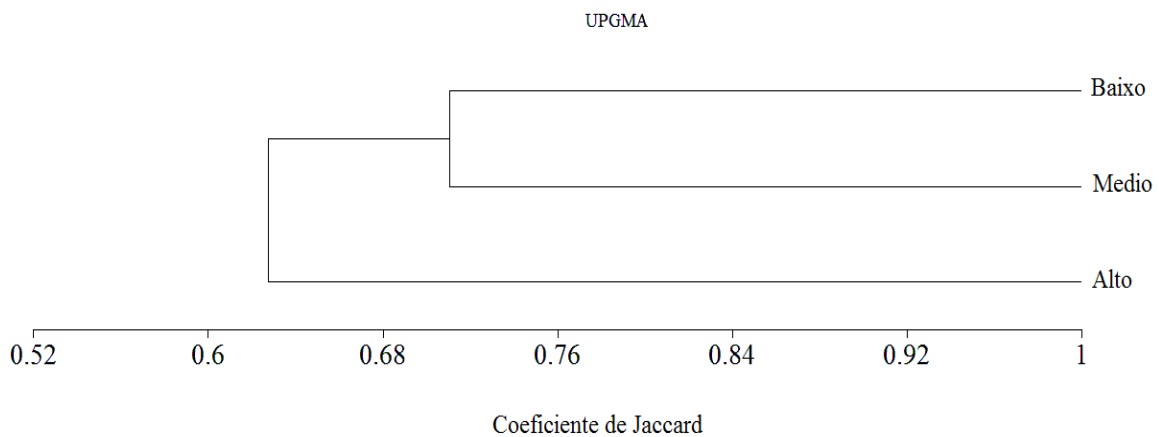


Figura 11. Dendrograma de similaridade da fauna entre níveis de cobertura florestal

A alta similaridade encontrada resulta do elevado número de espécies comuns e baixo número de espécies únicas entre os níveis de cobertura médio/baixo. A menor aproximação ou semelhança entre os níveis de cobertura alto e baixo reflecte o maior número de espécies

perdidas e ganhas, que perfaz um diferencial de 16 espécies de um nível para o outro e evidencia que a redução da cobertura florestal do nível alto para o baixo pode estar a influenciar a composição das comunidades bióticas, através da destruição de locais de abrigo, locais de reprodução e locais de protecção contra predadores (Morrison *et al.*, 2006 e Ramage *et al.*, 2013).

O diferencial cada vez menor à medida que aumenta a diferença de cobertura florestal (14 espécies do nível alto para o médio e 11 espécies do médio para o baixo), torna as comunidades faunísticas entre esses dois pares de níveis de cobertura mais similares (Anexo 5). Estes valores de similaridade são altos quando comparados com os obtidos em outros estudos. Por exemplo, Barlow *et al.* (2007) encontraram cerca de 59% e 47% de espécies de mamíferos e répteis de florestas primárias, em florestas secundárias e plantações, respectivamente. Cabanillas-Silva *et al.* (2002) encontraram 75% de similaridade de espécies, quando comparavam duas áreas de floresta densas. No entanto, quando compararam áreas de florestas fechadas com áreas de florestas perturbadas, obtiveram 47% de similaridade.

#### ◆ Similaridade das comunidades de fauna entre os regimes de uso florestal

A similaridade das comunidades faunísticas entre os regimes de uso florestal é baixa (< 40 %) (Figura 12). O dendrograma de similaridade mostrou existir em média, menor aproximação entre os regimes de uso florestal (Figura 13). Isto resulta de menor número de espécies comuns entre os regimes de uso florestal, mostrando que de um regime para o outro há diferenciação de nichos decorrentes da diferença no tipo de vegetação que resultam na existência de maior número de espécies únicas, o que tornam os regimes de uso mais vulneráveis à perda de diversidade (Cadotte, 2011; Villéger *et al.*, 2013 e Pereira, 2014).

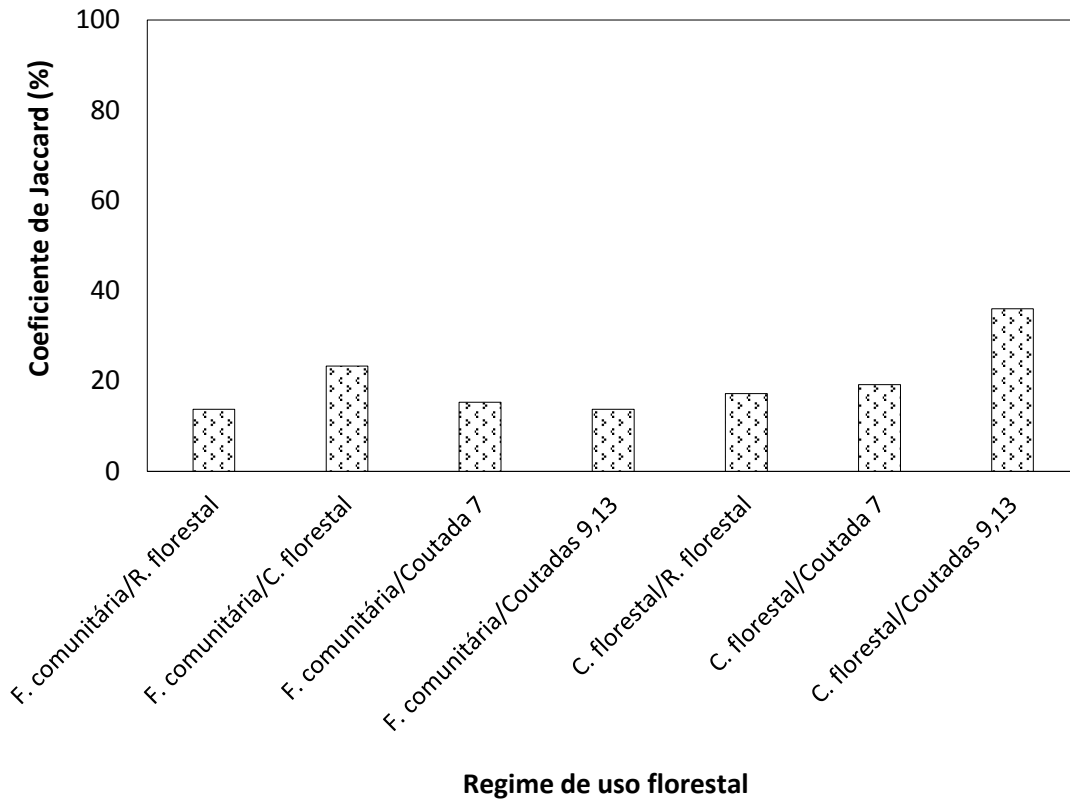


Figura 12. Similaridade das comunidades da fauna entre os regimes de cobertura florestal

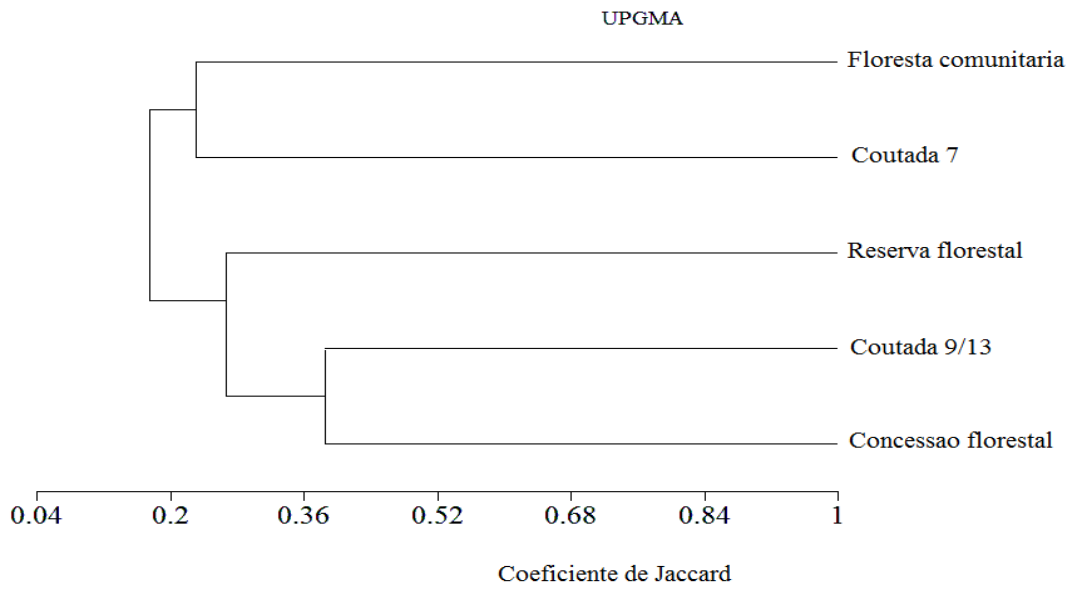


Figura 13. Dendrograma de similaridade da fauna entre regimes de cobertura florestal



◆ Substituição das espécies (*turnover*) e aninhamento entre níveis de cobertura florestal

Entre os níveis de cobertura florestal observou-se um baixo padrão (próximo de zero) de substituição e aninhamento das espécies nas comunidades faunísticas,  $< 0.25$  e  $< 0.08$ , respectivamente, significando que os níveis de cobertura florestal médio e baixo detêm um elevado número de espécies presentes no nível de cobertura alto (Figuras 14 e 15).

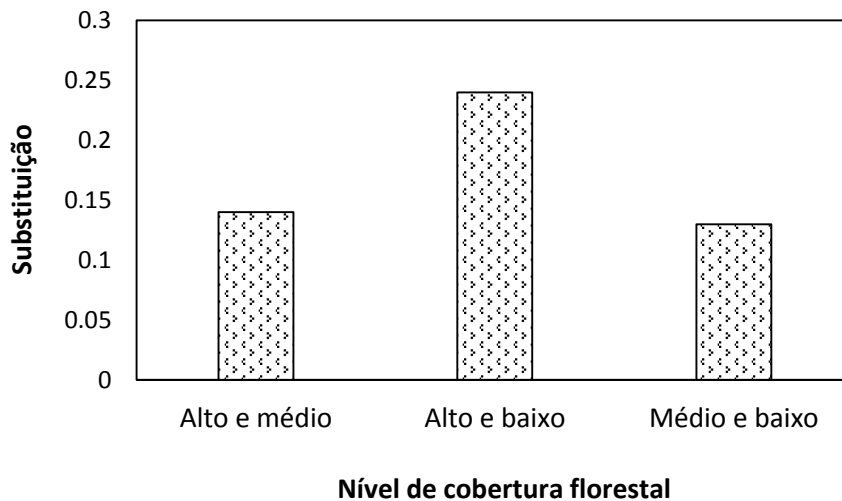


Figura 14. Substituição (*turnover*) das espécies nas comunidades faunísticas entre os níveis de cobertura florestal

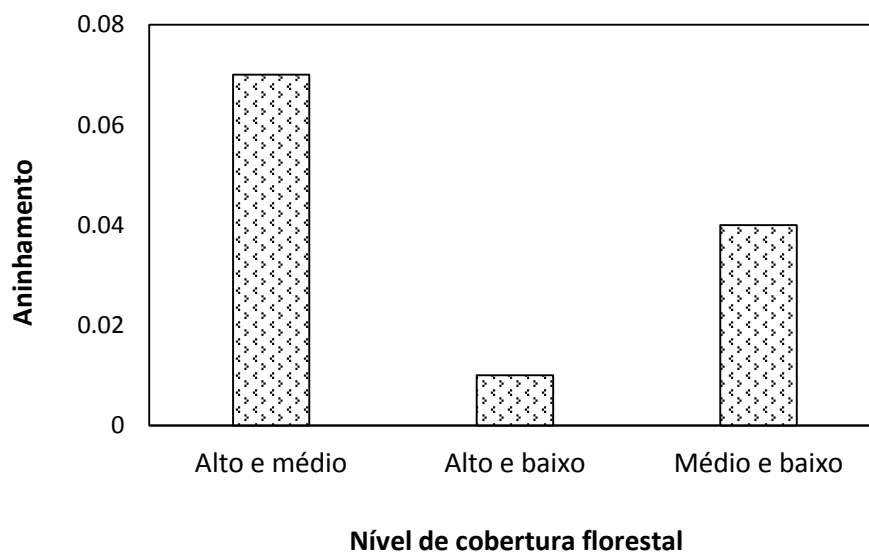


Figura 15. Aninhamento das espécies nas comunidades faunísticas entre níveis de cobertura florestal

A baixa diversidade beta entre os níveis de cobertura, pode ser resultado de uma pequena substituição de espécies entre os níveis de cobertura florestal, atribuída a factores ecológicos como a alta capacidade de dispersão e maior amplitude de nichos de espécies de mamíferos. Segundo Qian *et al.* (2005), quanto maior for a capacidade de dispersão das espécies, menor deve ser a diversidade  $\beta$  ou substituição das espécies entre locais pois, a movimentação das espécies entre áreas tende a homegeinizar as comunidades de fauna. Bernardo (2012) e Rego *et al.* (2012) encontraram um baixo padrão de aninhamento entre as comunidades faunísticas e atribuíram a diferenças ambientais entre os gradientes.

◆ Substituição das espécies (*turnover*) e aninhamento entre os regimes de uso florestal

Entre os regimes de uso florestal observou-se um alto padrão de substituição (*turnover*) das espécies nas comunidades faunísticas (próximo a um), significando que existem poucas espécies partilhadas entre os regimes de uso florestal (Figura 16). Porém, o padrão de aninhamento das espécies nas comunidades faunísticas é baixo (próximo a zero) (Figura 17). A alta substituição (*turnover*) entre os regimes de uso florestal pode estar relacionado à diferenças nos gradientes de cobertura da vegetação entre regimes que se encontram dentro e fora das áreas de conservação que impõem restrições no nicho para a ocorrência das mesmas espécies, resultando em maior perda de espécies de um regime para o outro e substituição por outras (Svenning *et al.*, 2011).

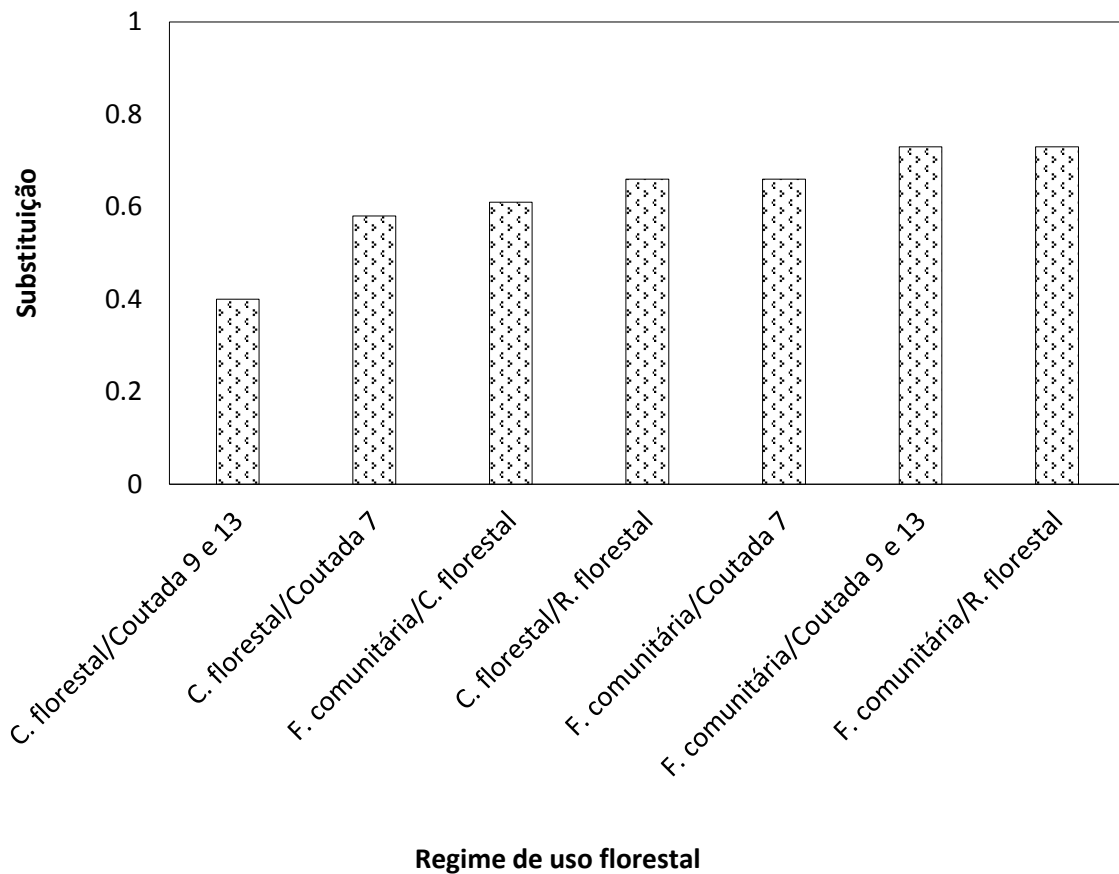


Figura 16. Substituição (*turnover*) das espécies nas comunidades faunísticas entre os regimes de cobertura florestal

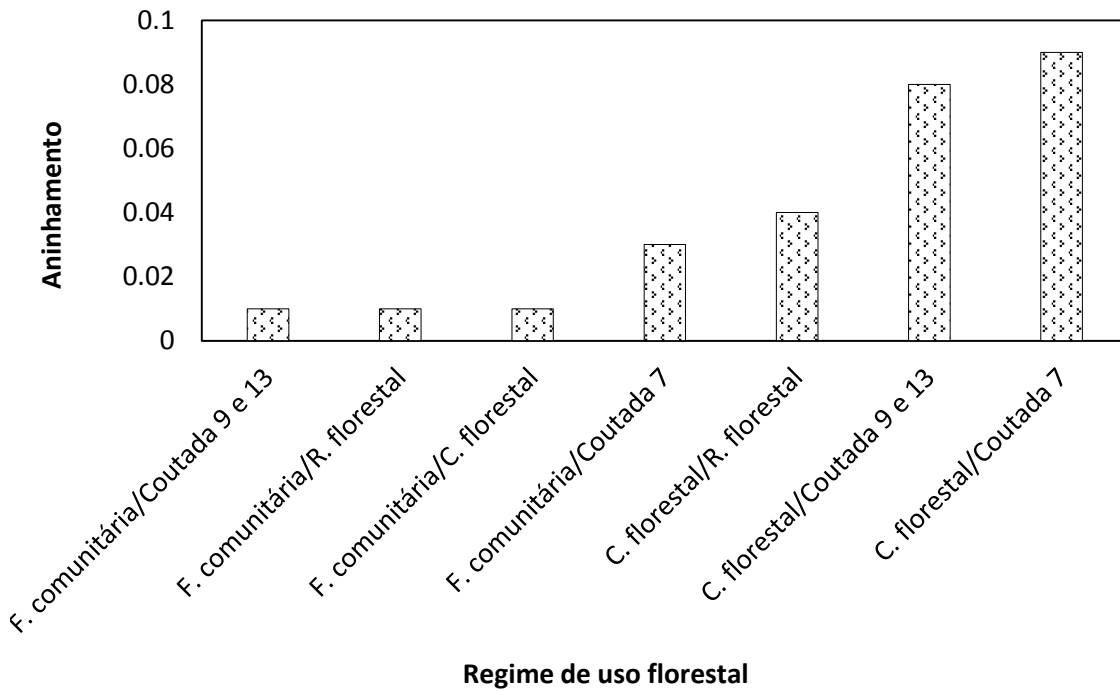


Figura 17. Aninhamento das espécies nas comunidades faunísticas entre os regimes de cobertura florestal

#### 4.2. Frequência das espécies de mastofauna e herpetofauna nos níveis de cobertura e regimes de uso florestal

A diferença da frequência de ocorrência das espécies de mastofauna e herpetofauna entre os níveis de cobertura e regimes de uso florestal não foi estatisticamente significativa dado que as barras verticais dos intervalos de confiança binomiais para proporções a um nível de significância  $\alpha = 0.05$  sobrepõem-se (Figuras 18 e 19a-e).

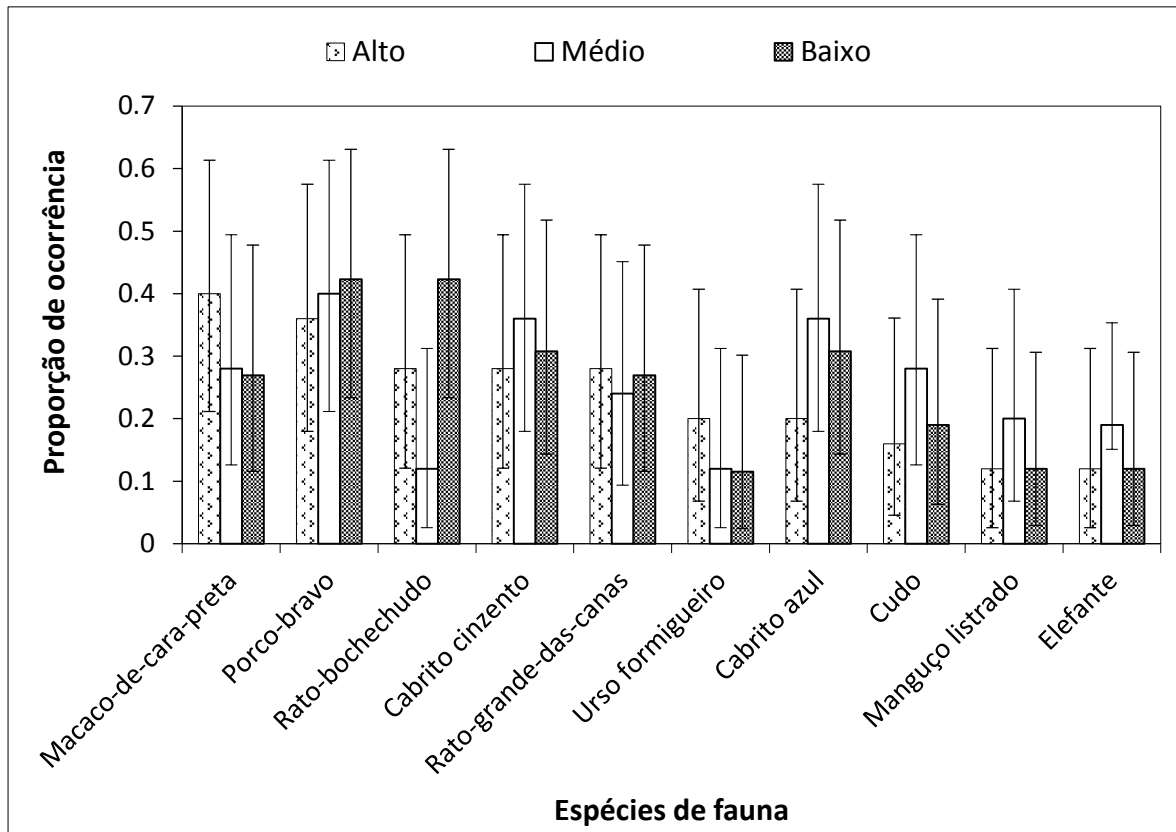
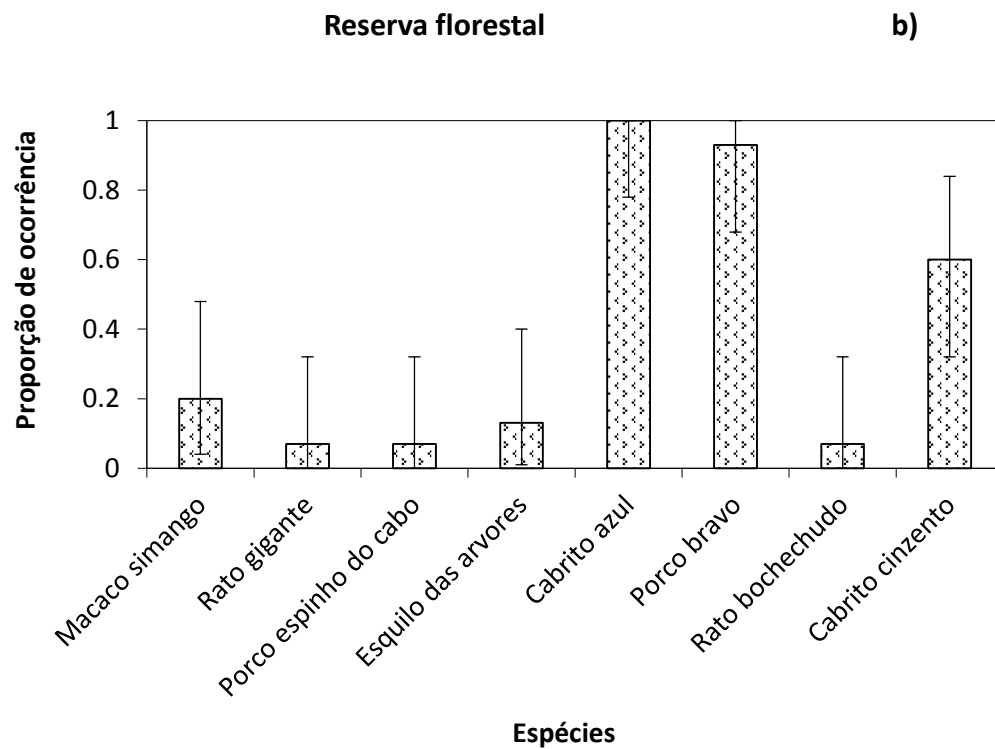
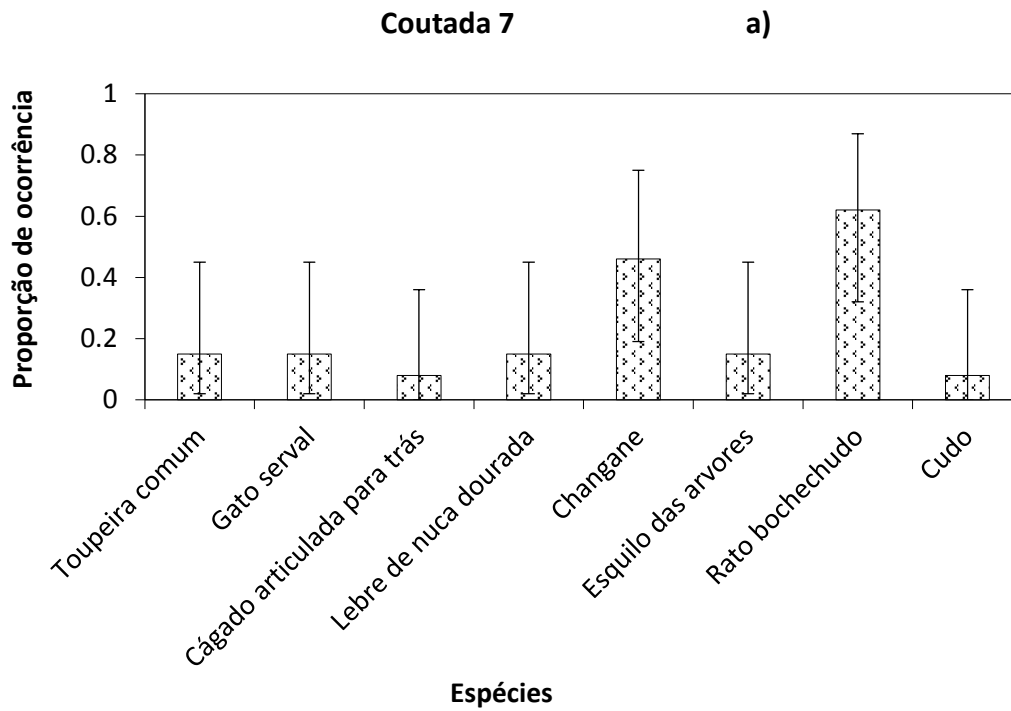
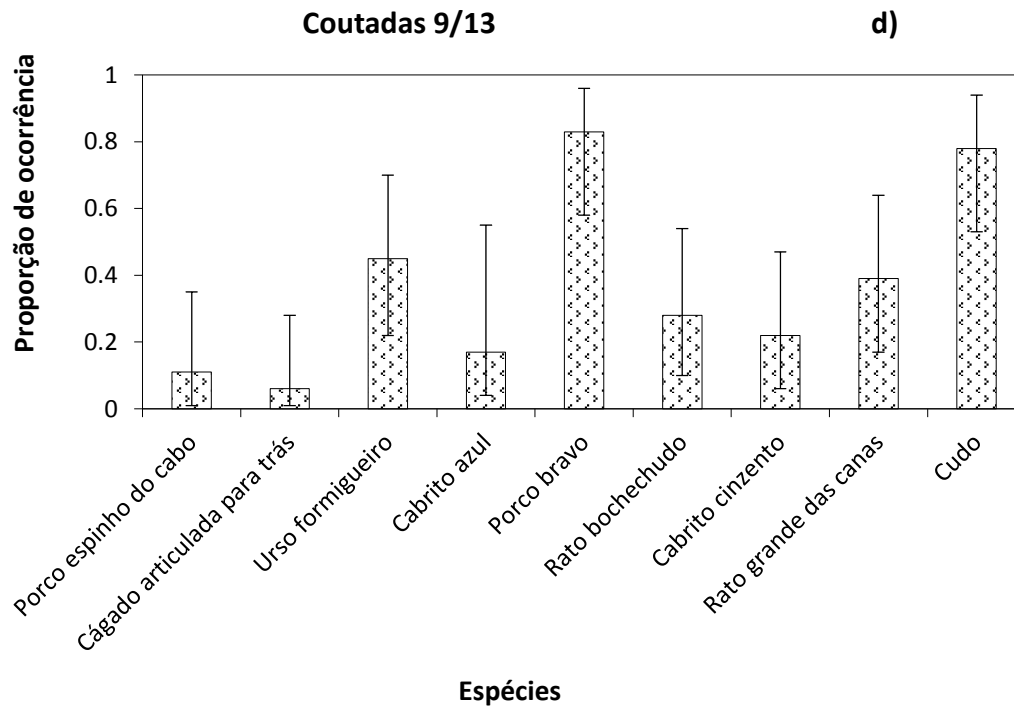
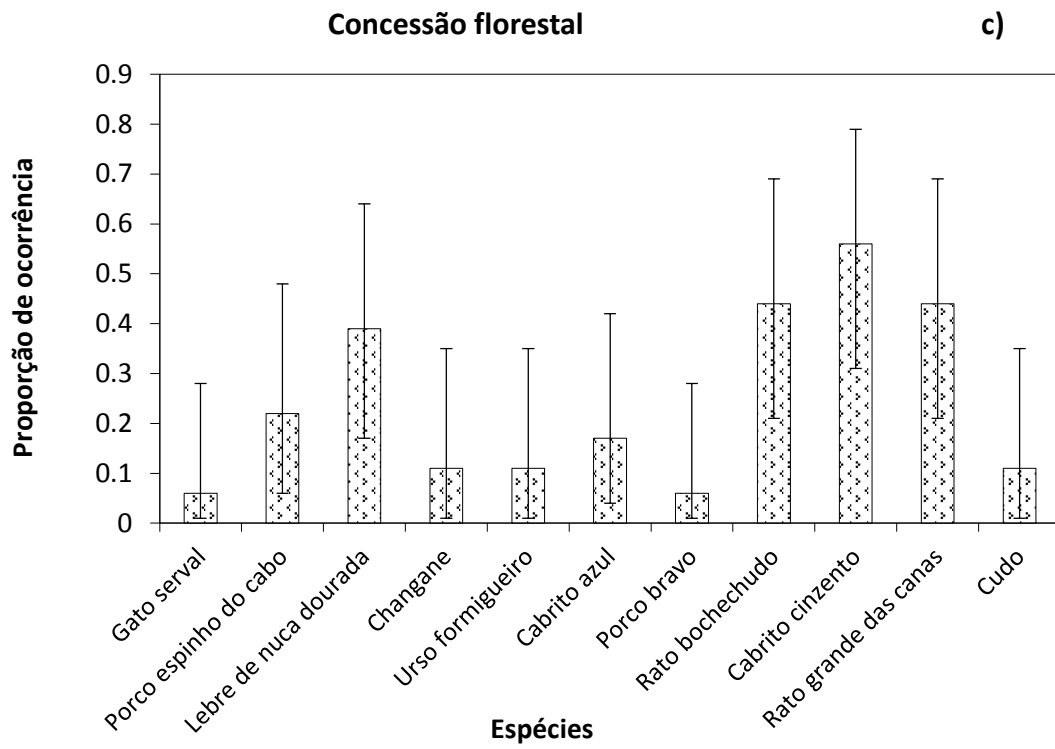


Figura 18. Comparação da proporção/frequência de ocorrência de espécies de mastofauna entre níveis de cobertura florestal (as barras verticais indicam intervalos de confiança binomiais para proporções)





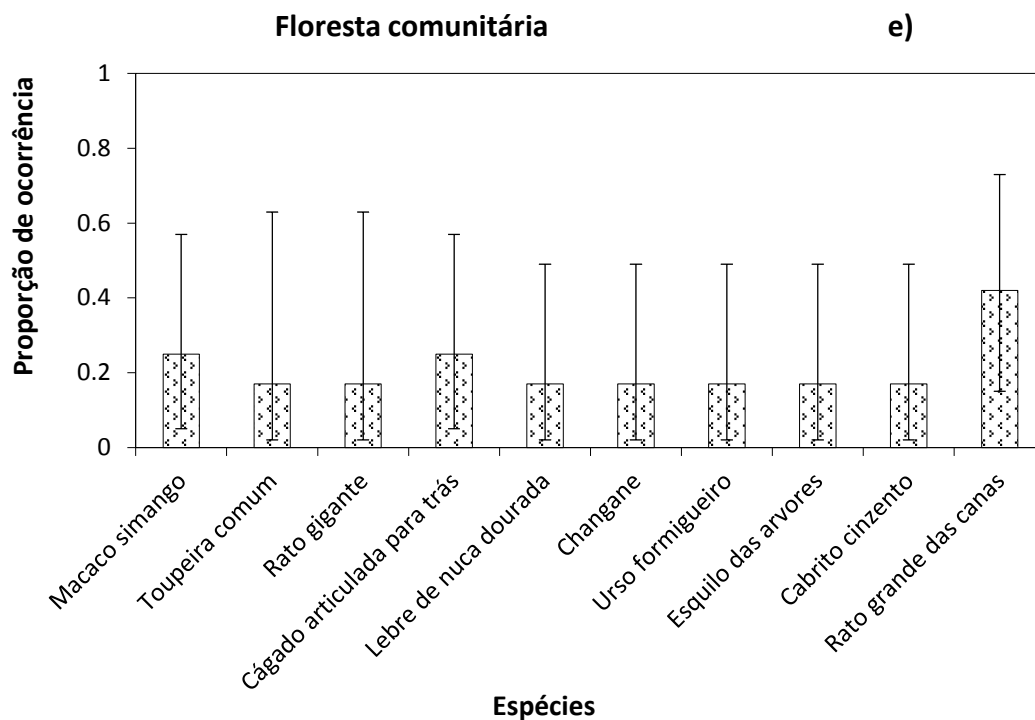


Figura 19a-e. Comparação da proporção/frequência de ocorrência de espécies de mastofauna entre os regimes de uso florestal (as barras verticais indicam intervalos de confiança binomiais para proporções)

As diferenças não estatisticamente significativas na frequência de ocorrência das espécies entre níveis de cobertura e regimes de uso florestal podem dever-se à alta capacidade de dispersão e maior amplitude de nichos de espécies de mamíferos, explorando vários estágios de cobertura florestal e permitindo a sua movimentação e presença em todos os gradientes de cobertura e todos habitats (Marvier *et al.*, 2004 e Qian *et al.*, 2005). Porém, a alta frequência de ocorrência do porco-bravo, cudo e cabrito azul nas coutadas 9/13 e reserva florestal, pode ser explicada pelo facto de encontrarem nesses locais, os seus habitats preferenciais (florestas tropicais primárias, secundárias, áreas de mosaicos agricultura-floresta), associado às suas estratégias tróficas (o porco bravo é omnívoro e generalista, o cudo é herbívoro misto e o cabrito azul é herbívoro frugívoro) (Parr *et al.*, 2014). De forma similar, Silveira (2005) encontrou alta frequência da fauna e sinais da sua ocorrência sobretudo de mamíferos, em áreas florestais de diferentes coberturas e atribuiu a uma maior estratificação da vegetação.

#### 4.3. Densidade da avifauna em diferentes níveis de cobertura e regimes de uso florestal

Os níveis de cobertura baixo e médio apresentaram maiores densidades de aves que o nível alto (Tabela 4). Contudo, a diferença no número médio das aves entre os níveis de cobertura não

foi estatisticamente significativa ( $F_{2,70} = 1.65$ ;  $G1 = 2$ ;  $p = 0.20$ ) (Figura 20). As coutadas 7 e 9/13 apresentaram valores mais elevados da densidade de aves/ha e a concessão florestal apresentou a densidade mais baixa (Tabela 4). A diferença no número médio das aves entre regimes de uso florestal foi estatisticamente significativa ( $F_{4,68} = 6.64$ ;  $G1 = 4$ ;  $p = 0.00$ ), com a coutada 7 apresentando número médio de aves superior que as outras áreas (Figura 21).

**Tabela 4. Densidade de aves por hectare entre os níveis de cobertura e regimes de uso florestal**

Nível de cobertura florestal	Densidade de aves/ha	Regime de uso florestal	Densidade de aves/ha
Baixo	36	Coutada 7	53.7
		Coutadas 9/13	38.5
Médio	27	Floresta comunitária	25.8
		Reserva florestal	17.3
Alto	23	Concessão florestal	12.9



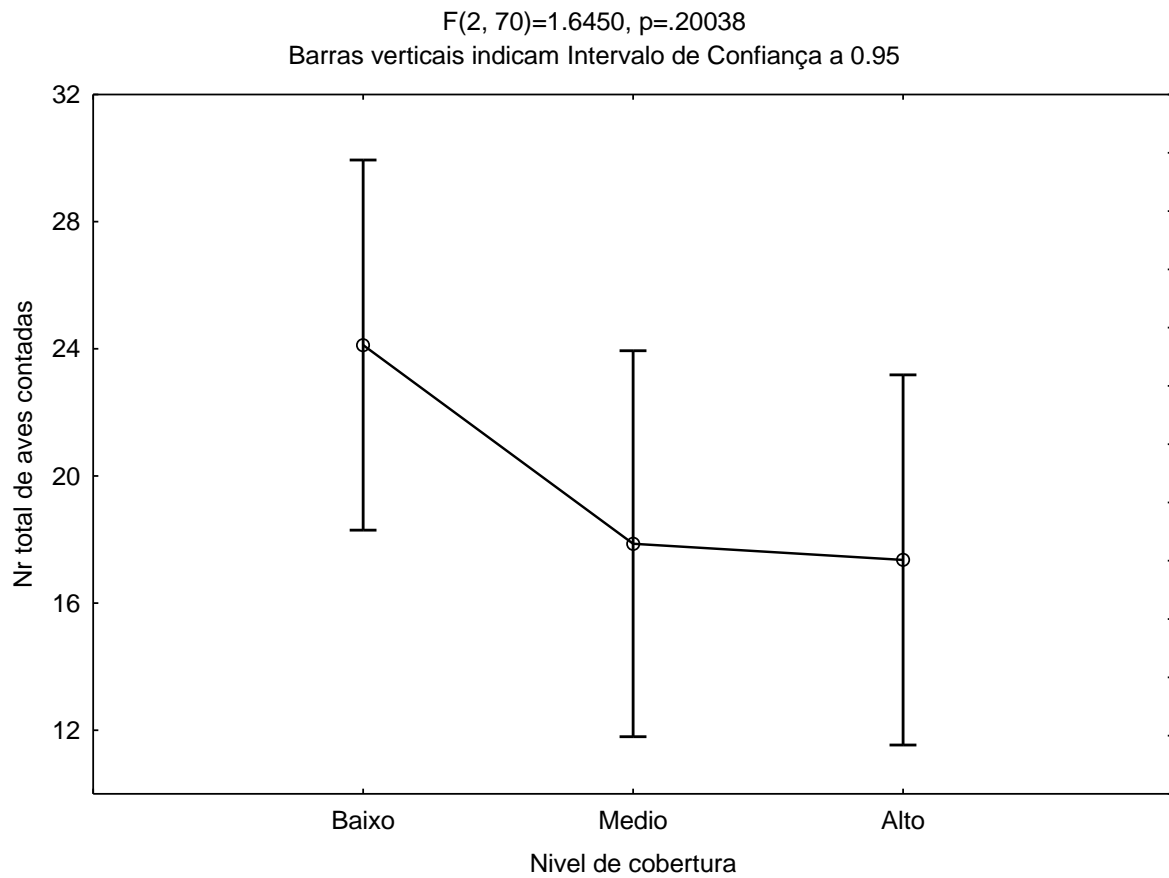


Figura 20. Comparação da média do número de aves entre os níveis de cobertura florestal

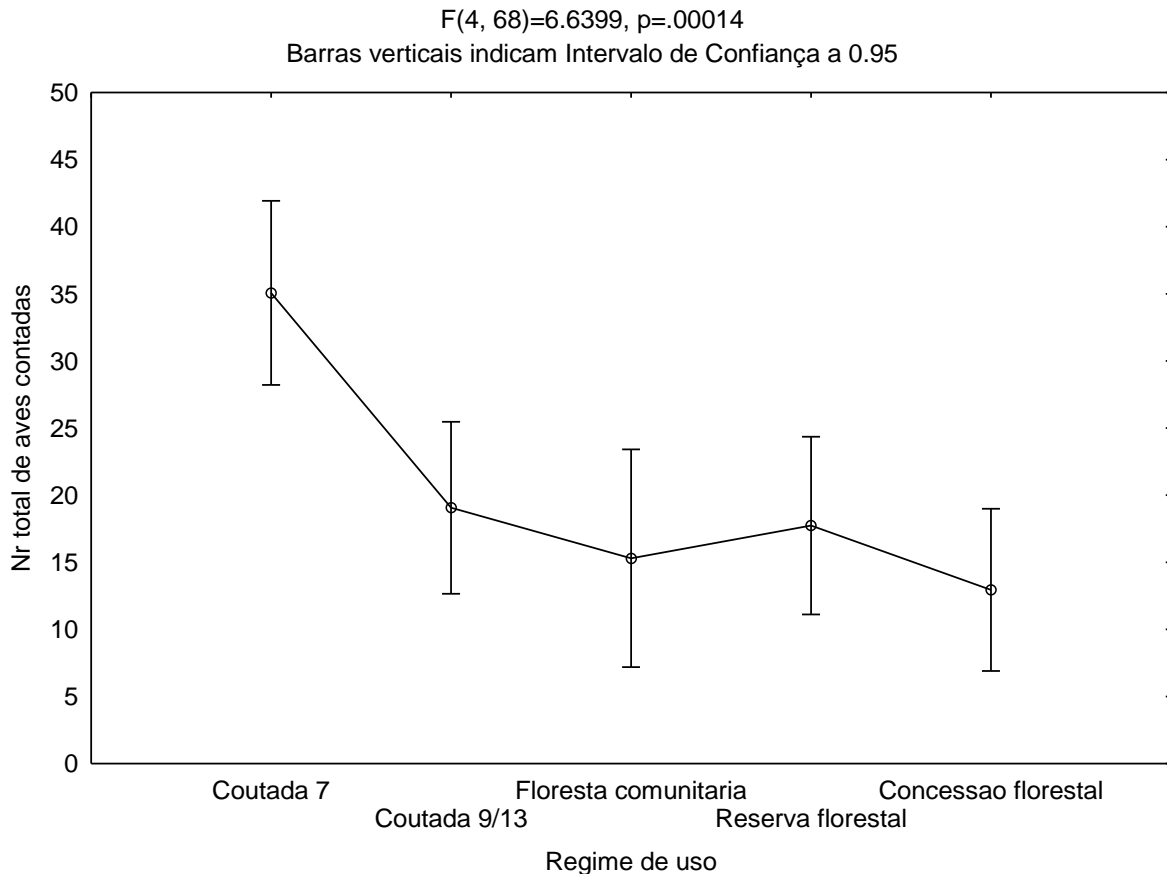


Figura 21. Comparação da média do número de aves entre os regimes de cobertura florestal

A alta densidade das aves nos níveis de cobertura baixo pode estar relacionada com a baixa susceptibilidade das aves à redução da cobertura florestal, devido a contribuição compensatória ou afluxo de espécies generalistas do habitat (Burivalova *et al.*, 2014). Para Scott *et al.* (2006) e Burivalova *et al.* (2014), as aves exibem uma tendência contrastante com a diminuição da cobertura florestal, diminuindo a abundância de espécies especialistas e aumentando a abundância de espécies generalistas do habitat. Fraterrigo & Wiens (2005) encontraram uma correlação positiva entre a redução da cobertura florestal e a abundância das aves generalistas e atribuíram à maior capacidade de uso e aproveitamento de recursos que as aves apresentam em locais com mosaicos de machambas e habitação. Mills *et al.* (1989), Cam *et al.* (2000) e Crooks *et al.* (2004), também encontraram um aumento da densidade total das aves em áreas de florestas primárias transformadas em áreas de florestas secundárias.

A resposta positiva da densidade das aves à redução de cobertura florestal no presente estudo, também pode ser explicada pela maior facilidade de detectar e contar aves em habitats florestais de cobertura baixa em relação a florestas fechadas (Woltmann, 2003). Certas espécies de aves frugívoras e nectarívoras podem forragear com sucesso em áreas perturbadas onde há maior disponibilidade de alimento, enquanto nidificam em florestas primárias e fechadas (Sekercioglu, 2012 e Burivalova *et al.*, 2014).

A alta densidade das aves na coutada 7 pode estar relacionada com maior presença de áreas de agricultura-floresta (Culpa em preparação). Estas áreas de machambas adjacentes a áreas florestais podem ter fonte de recursos alimentares para as aves com capacidade de atravessar a barreira do habitat matriz perturbado (Batáry *et al.*, 2014 e Jacoboski *et al.*, 2014).

## **5. CONCLUSÕES**

Com bases nos resultados obtidos pode-se tirar as seguintes conclusões:

- ◆ A riqueza em espécies de fauna não variou significativamente com a variação da cobertura florestal;
- ◆ A riqueza em espécies de fauna não variou significativamente com a mudança de regime de uso florestal. Apenas a coutada 7 apresentou uma variação estatisticamente significativa;
- ◆ A similaridade entre as comunidades faunísticas diminui com o aumento da diferença de cobertura florestal;
- ◆ A diversidade beta entre os níveis de cobertura florestal é baixa e resulta apenas de uma pequena substituição das espécies entre as comunidades faunísticas. Porém, entre os regimes de uso florestal a diversidade beta é alta e resulta de uma maior substituição das espécies nas comunidades faunísticas e não do aninhamento;
- ◆ A perda de cobertura florestal não influenciou de forma significativa a distribuição de espécies de mamíferos e répteis na paisagem;
- ◆ A densidade de aves aumentou com a redução da cobertura florestal.

## **6. RECOMENDAÇÕES**

Com base nos resultados e limitações do estudo, recomenda-se que:

- ◆ Os próximos estudos preconizam o uso de mapas de vegetação e equipamento especializado para melhor estimar os gradientes de cobertura florestal;
- ◆ Os próximos projectos TREDD+ sobre a avaliação da fauna incluam as causas da redução de cobertura florestal para melhor explicar os padrões de biodiversidade que forem encontrados com os mecanismos pelos quais diferentes causas da redução de cobertura florestal alteram a diversidade de espécies nas paisagens;
- ◆ Os próximos estudos usem métodos que permitam uma melhor amostragem dos anfíbios, pequenos mamíferos, répteis e outra fauna de pequeno porte que deixa sinais indirectos difíceis de ver e identificar;
- ◆ Os próximos estudos sobre o levantamento da avifauna, usem métodos que incluam a identificação das espécies para se aferir o efeito da cobertura florestal e regimes de uso florestal na diversidade das aves e melhor perceber-se se a alta abundância das aves na cobertura baixa e média é acompanhada de mudanças na diversidade.

## 7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Almeida-Neto, M., Frensel, D. M. B. & Ulrich, W. (2011). Rethinking the relationship between nestedness and beta diversity: a comment on Baselga (2010). *Global Ecology and Biogeography*, 21: 772-777.
- Alves, T. F. T. (2004). *The Potential for the Domestication of Khaya anthotheca in Central Mozambique (Manica Province)*. PhD Theses. Oxford University. Faculty of Biological Sciences. Oxford.
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, J. M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. V., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C. & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of  $\beta$  diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14: 19-28.
- Angelstam, P. K., Butler, R., Lazdinis, M., Mikusinski, G. and Roberge, J. M. (2003). Habitat thresholds for focal species at multiple scales and forest biodiversity conservation - dead wood as an example. *Annales Zoologici Fennici*, 40: 473-482.
- Apgaua, D. M. G. (2012). *Diversidade  $\beta$  (beta) em florestas tropicais sazonalmente secas: relações florísticas entre gradientes fisionômicos e entre microambientes*. Tese de mestrado. Universidade Federal de Lavras, Brasil.
- Assembleia da República. (2014). *Lei n.º 16/2014 da Conservação da Biodiversidade*. MADER. Maputo, Moçambique.
- Baillie, J. E., Griffiths, M., Turvey, J., Loh, S. T. & Collen, B. (2010). *Evolution Lost: Status and Trends of the World's Vertebrates*. London.
- Barlow, J., Gardner, T. A., Araújo, I. S., Ávila-Pirest, T. C., Bonaldo, A. B., Costat, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M. I. M., Hoogmoed, M. S., Leite, R. N., Lo-Man-Hung, N. F., Malcolm, J. R., Martins, M. B, Mestre, L. A. M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A. L., Overalf, W. L., Parry, L., Peters, S. L., Ribeiro-Júnior, M. A., Da Silva, M. N. F., Da Silva Motta, C. & Peres, C. A. (2007). Quantifying the Biodiversity Value of Tropical Primary, Secondary, and Plantation Forests. *Ecology*, 104: 18555-18560.
- Baselga, A. 2010. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19:134-143.

- Baselga, A. (2012). The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. *Global Ecology and Biogeography*, 21: 1223-1232
- Baselga, A. & Orme, C. D. L. (2012). Betapart: an Rpackage for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3: 808-812.
- Batáry, P., Fronczek, S., Normann, C., Scherber, C. & Tschardt, T. (2014). How do edge effect and tree species diversity change bird diversity and avian nest survival in Germany's largest deciduous forest? *Forest Ecology & Management*, 319: 44-50
- Bazima, V. M., Guiliche, A. A., Vicente, C. C., Omar, A. R. & Jone, H. L. (2011). Manica Province Strategic Development Plan (PEDPM) 2011-2015. Manica, Moçambique.
- Bernardo, P. V. S. (2012). *Padrões de distribuição de mamíferos de medio e grande porte em paisagens fragmentadas*. Tese de mestrado. Goiás, Brasil.
- Blomberg, S. (1996). Reptiles In: *Ecological Census Techniques* (eds: Sutherland, W. J.) Cambridge University Press, United Kingdom. pp 218-221.
- Bohm, M., Collen, B., Baillie, J. E. M. *et al.* (2013). The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation*, 157: 372-385.
- Branch, B. (1998). *Field Guide to Snakes and Other Reptiles of Southern Africa*. 3<sup>rd</sup> edition. Struik Publishers. South Africa.
- Brown, J. H. (1984). On the relationship between abundance and distribution of species. *American Naturalist* 124, 255-277.
- Brown, M. L., Donovan, T. M., Schwenk, W. S. & Theobald, D. M. (2014). Predicting impacts of future human population growth and development on occupancy rates of forest-dependent birds. *Biological Conservation*, 170: 311-320.
- Burivalova, Z., Ssekercioglu, H. G. & Koh, L. P. (2014). Thresholds of Logging Intensity to Maintain Tropical Forest Biodiversity. *Current Biology*, 24: 1893-1898.
- Cabanillas-Silva, M. R., Bermúdez, E. G. C., Dias-Lima, A., Feitosa, M. A. C. (2002). Sand flies species richness in fragmented and continuous rain Forest in Manaus municipality, Amazonas State Brazil. *Entomologia y Vectores*. 9 (1): 1-53.
- Cadotte, M. W. (2011). The new diversity: management gains through insights into the functional diversity of communities. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1067-1069.

- Cam, E., Nichols, J. D., Sauer, J. R., Hines, J. E. & Flather, C. H. (2000). Relative species richness and community completeness: birds and urbanization in the Mid-Atlantic States. *Ecological Applications*, 10: 1196-1210.
- Channing, A. E. (2001). *Amphibians of Central and Southern Africa*. Cornell University Press. New York.
- Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C. & Diez, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405: 234-242.
- Chesson, P. (1994). Multispecies competition in variable environments. *Theoretical Population Biology*, 45: 227-276.
- Chidumayo, E., Gambiza, J. & Grundy, I. (1996). Managing miombo woodlands In: *The Miombo in Transition: Woodlands and Welfare in Africa* (eds: Campbell, B.). Bogor-Indonesia, pp 189-191.
- Chris, O. (2012). Land snail diversity in post extraction secondary forest reserves in Edo State, Nigeria. *African Journal of Ecology*, 51: 244-254.
- CITES. (2014). *Appendices I, II and III*. UNEP.
- Connell, J. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199: 1302-1310.
- Correa, B. S., Passamani, M., De Moura, A. S. (2011). Avaliação do efeito borda na distribuição da avifauna em fragmentos florestais de Cerrado. *Revista Agroambiental*, (3): 359-375.
- Creighton, J. H. & Baumgartner, D. M. (1997). *Wildlife Ecology and Forest Habitat*. Washington State University, USA.
- Crooks, K. R., Suarez, A. V. & Bolger, D. T. (2004). Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation*, 115: 451-462.
- Cruz, K. T. S. (2014). *Padrões de diversidade beta de assembleias de peixes em ribeirões submetidos a diferentes graus de conservação*. Tese de licenciatura. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil.
- Culpa, A. V. (Tese em preparação). Análise de Mudança de Uso e Cobertura Florestal na Província de Manica. Tese de mestrado. UEM/FAEF, Maputo.
- D’Cruze, N & Kumar, S. (2011). Effects of anthropogenic activities on lizard communities in northern Madagascar. *Animal Conservation*, 14: 542-552.



- De Matos, E, A, C. & Medeiros, R. M. V. (2009). *Turismo e Agricultura na Reserva Florestal de Moribane em Chimanimani, Centro de Moçambique*. Porto Alegre.
- Deikumah, J. P., McAlpine, C. A. & Maron, M. (2014). Mining matrix effects on West African rainforest birds. *Biological Conservation*, 169: 334-343.
- DNFFB. (2002). *Projecto do Regulamento da Lei de Florestas e Fauna Bravia*. MADER. Maputo, Moçambique.
- DNTF. (2007). *Integrated Assessment of Mozambican Forests. National Forestry Inventory*. Maputo, Moçambique.
- FAO. (2006) *Report at the African Forestry and Wildlife Commission Conference, March 2006*. Maputo, Mozambique.
- FAO. (2010). *Criteria and indicators for sustainable wood fuels, Food and Agricultural Organization of the United Nations*. Roma.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 487-515.
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M. & Martin, J. L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14: 101-112.
- Filipe, C. De M. (2008). *Mudança na composição de espécies na região do Corredor da Beira*. Tese de licenciatura. UEM/FAEF, DEF, Maputo.
- Flynn, E. M., Jones, S. M., Jones, M. E., Jordan, G. J. & Munks, S. A. (2011). Characteristics of mammal communities in Tasmanian forests: exploring the influence of forest type and disturbance history. *Wildlife Research*, 38: 13-29.
- Fonseca, G, A, B., Pinto, L, P, S. & Rylands, A. B. (1997). Biodiversidade e Unidades de Conservação. *Conservation International do Brasil*, 1: 189-209.
- Forrest, J. L., Sanderson, E. W., Wallace, R., Lazzo, T. M. S., Cervero, L. H. G & Coppolillo, P. (2008). Patterns of Land Cover Change in and Around Madidi National Park, Bolivia. *Biotropica*, 40: 285-294.
- Fox, J. F. (1983). Post-fire succession of small-mammal and bird communities. In: *The Role of Fire in Northern Circumpolar Ecosystems* (eds: Wein, R. W. and MacLean, D. A.). John Wiley and Sons, New York, pp 155-180.
- Fraterrigo, J. M. & Wiens, J. A. (2005). Bird communities of the Colorado Rocky Mountains along a gradient of exurban development. *Landscape and Urban Planning*, 71: 263-275.

- Furlani, D., Francesco Ficetola, G., Colombo, G., Ugurlucan, M. & De Bernardi, F., (2009). Deforestation and the structure of frog communities in the Humedale Terraba-Sierpe, Costa Rica. *Zoological Science*, 26: 197-202.
- Geist, H. J. & Lambin, E. F. (2001). *What Drivers Tropical Deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence*. Louvain-la-Neuve, Bélgica.
- Gibbson, D. W., Hill, D. & Sutherland, W. J. (1996). Birds. In: *Ecological Census Techniques* (eds: Sutherland, W. J.) Cambridge University Press, United Kingdom. pp 227-255.
- Gibson, R. H., Pearce, S., Moris, R. J., Symondson, J. M. & Memmot, J. (2007). Plant diversity and land use under organic conventional agriculture; a whole-farm approach. *Journal of Applied Ecology*, 44: 797-803.
- Gimenes, M. R. & Dos Anjos, L. (2003). Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. *Acta Scientiarum: Biological Sciences*, 25: 391-402.
- Gomes, A. S. & Ferreira, S. P. (2004). *Análise de Dados Ecológicos*. Universidade Federal Fluminense, Niterói.
- Greenwood, J. J. D. (1996). Basic techniques In: *Ecological Census Techniques* (eds: Sutherland, W. J.) Cambridge University Press, United Kingdom. pp 55-56.
- Grime, J. P. (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242: 344-347.
- Guedes, B. S. (2008). *Custo de Oportunidade de Conservação e Valor de Existência da Reserva Florestal de Moribane*. Tese de Mestrado. Universidade Eduardo Mondlane, Faculdade de Agronomia e Engenharia Florestal, Maputo.
- Guthiga, P. M. (2008). Understanding local communities' perceptions of existing forest management regimes of a Kenyan rainforest. *International Journal of Social Forestry*, 1:145-166.
- Halliday, T. R. (1996). Amphibians. In: *Ecological Census Techniques* (eds: Sutherland, W. J.) Cambridge University Press, United Kingdom. pp 205-209.
- Henle, K., Davies, K.F., Kleyer, M., Margules, C. & Settele, J. (2004). Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity & Conservation*, 13: 207-251.
- Isikhuemen, E. M. & Iduoze, O. F. (2010). *Degraded forests in protected landscapes: prospects for biodiversity rehabilitation in Urhonigbe forest reserve*. Edo State, Nigeria.

- IUCN. (2014). *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 11*. Prepared by the Standards and Petitions Subcommittee.
- Jacoboski, L. I., De Oliveira, T. A., Hartz, S. M. & Bianchi, V. (2014). Comparação da riqueza e composição de aves no interior e na borda em um fragmento de Floresta Estacional Decidual. *Revista Biociências*, 20: 40-51.
- Jansen, L. J. M., Bagnoli, M. & Focacci, M. (2008). Analysis of land-cover/use change dynamics in Manica Province in Mozambique in a period of transition (1990-2004). *Forest Ecology and Management*, 254: 308-326.
- Johnstone, C. P., Lill, A. & Reina, R. D. (2014). Habitat loss, fragmentation and degradation effects on small mammals: Analysis with conditional inference tree statistical modelling. *Biological Conservation*, 176: 80-98.
- Kennedy, C. M. & Marra, P. P. (2010). Matrix mediates avian movements in tropical forested landscapes: inference from experimental translocations. *Biological Conservation*, 143: 2136-2145.
- Kennedy, P. L & Fontaine, J. B. (2009). *Synthesis of Knowledge on the Effects of Fire and Fire Surrogates on Wildlife in U.S. Dry Forests*. Oregon State, USA.
- Kuhnen, V. V. (2010). *Diversidade de mamíferos e a estrutura do habitat: Estudo da composição da mastofauna terrestre em diferentes estágios sucessionais de regeneração da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina*. Tese de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Brasil.
- Kurz, D. J., Nowakowski, A. J, Tingley, M. W., Donnelly, M. A., & Wilcove, D. S. (2014). Forest-land use complementarity modifies community structure of a tropical herpetofauna. *Biological Conservation*, 170: 246-255.
- Kwabena, A, E. (2009). *Integrating GIS and Remote Sensing for Assessing the Impact of Disturbance on Habitat Diversity and Land Cover Change in a Post-Mining Landscape*. Tese de doutoramento. Brandenburg University of Technology, Alemanha.
- Lindsey, P. & Bento, C. (2012). *Illegal hunting and the bushmeat trade in central Mozambique: a case-study from Coutada 9, Manica province*. Harare, Zimbabwe.
- Loreau, M. (2000). Are communities saturated? On the relationship between  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  diversity. *Ecology Letters*, 3: 73-76.
- Macandza, V. A., Owen-Smith, N & Cain, J. W. (2012). Dynamic spatial partitioning and coexistence among tall grass grazers in an African savanna. *Oikos*, 121: 891-898.

- Mackey, R. L. & Currie, D. J. (2001). The diversity–disturbance relationship: is it generally strong and peaked? *Ecology*, 82: 3479-3492.
- MAE. (2014). *Perfil do Distrito de Tambara Província de Manica*. Maputo.
- MAE. (2014a). *Perfil do Distrito de Macossa Província de Manica*. Maputo.
- MAE. (2014b). *Perfil do Distrito de Gondola Província de Manica*. Maputo.
- MAE. (2014c). *Perfil do Distrito de Sussundenga Província de Manica*. Maputo.
- MAE. (2014d). *Perfil do Distrito de Mossurize Província de Manica*. Maputo.
- Marvier, M., Kareiva, P. & Neubert, M. G. (2004). Habitat Destruction, Fragmentation, and Disturbance Promote Invasion by Habitat Generalists in a Multispecies Metapopulation. *Risk Analysis*, 24: 869-878.
- Marzoli, A. (2007) *Relatório do inventário florestal nacional*. DNTFFB-MINAG, Moçambique.
- Meijaard, E., Sheil, D., Nasi, R., Augeri, D., Rosenbaum, B., Iskandar, D., Setyawati, T., Lammertink, M., Rachmatika, I., Wong, A., Soehartono, T., Stanley, S. & O'Brien, T. (2005). *Life after logging: Reconciling wildlife conservation and production forestry in Indonesian Borneo*. Indonesia.
- Meyer, C. F. J. & Kalko, E. K. V. (2008). Assemblage-level responses of phyllostomid bats to tropical forest fragmentation: land-bridge islands as a model system. *Journal of Biogeography*, 35: 1711-1726.
- Michalski, F. & Peres, C. A. (2007). Disturbance-Mediated Mammal Persistence and Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology*, 21: 1626-1640.
- MICOA (2003). *Estratégia e Plano de Acção para a Conservação da Diversidade Biológica de Moçambique*. Moçambique.
- MICOA. (2006). *Pobreza e o Ambiente*. Maputo.
- MICOA. (2009). *The National Report on Implementation of Convention on Biological Diversity in Mozambique*. Mozambique.
- MICOA. (2014). *Fifth National Report on the Implementation of Convention on Biological Diversity in Mozambique*. Maputo, Mozambique.
- Mills, G. S., Dunning Jr, J. B. & Bates, J. M. (1989). Effects of urbanization on breeding bird community structure in southwestern desert habitats. *Condor*, 9: 416-428.

- Molino, J. F. & Sabatier, D. (2001). Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science*, 294: 1702-1704.
- Mori, A. S. (2011). Ecosystem management based on natural disturbances: hierarchical context and non-equilibrium paradigm. *Journal of Applied Ecology*, 48: 280-292.
- Morrison, M. L., Marcot, B. G. & Mannan, R. W. (2006). *Wildlife-Habitat Relationships, Concepts and Applications*. Third edition. Island Press. U.S.A.
- Nhancale, B. A., Mananze, S. E., Dista, N. F., Nhantumbo, I. & Macqueen, D. J. (2009). *Small and medium forest enterprises in Mozambique*. London.
- Office of Environment and Heritage. (2011). *Assessing wildlife habitat*. Conservation Partners Programs. Sydney South.
- Okland, B. (1996) Unlogged forests: important sites for preserving the diversity of mycetophilids (Diptera: Sciarioidea). *Biological Conservation*, 76, 297-310.
- Olea, P. P. & Tomás, P. M. (2014). Living in risky landscapes: delineating management units in multithread environments for effective species conservation. *Journal of Applied Ecology*, 51: 42-52.
- Owen Smith, N. & Novellie, P. (1982). What should a clever ungulate eat? *American Naturalist*, 119: 151-178.
- Owen-Smith, N., Le Roux, E. & Macandza, V. (2013). Are relatively rare antelope narrowly selective feeders? A sable antelope and zebra comparison. *Journal of Zoology*, 291: 163-170.
- Parr, C. S., Wilson, N., Leary, P., Schulz, K. S., Lans, K., Walley, L., Hammock, J. A., Goddard, A., Rice, J., Studer, M., Holmes, J. T. G. & Corrigan Jr, R. J. (2014). *The Encyclopedia of Life v 2: Providing Global Access to Knowledge About Life on Earth*. Biodiversity Data Journal.
- Pereira, A. J. S. (2014). *Padrões de diversidade taxonómica e funcional de comunidades herbáceas em pastagens mediterrânicas*. Tese de mestrado. Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Persha, L., Agrawal, A. & Chhatre, A. (2011). Social and ecological synergy: local rule making, forest livelihoods, and biodiversity conservation. *Science*, 331: 1606-1608.
- Qian, H., Ricklefs, R. E. & White, P. S. (2005). Beta diversity of angiosperms in temperate floras of eastern Asia and eastern North America. *Ecology Letters*, 8: 15-22.

- Ramage, B. S., Marshalek, E. C., Kitzes, J. & Potts, M. D. (2013). Conserving tropical biodiversity via strategic spatiotemporal harvest planning. *Journal of Applied Ecology*, 50: 1301-1310.
- Raman, T. R. S. (2003) Assessment of census techniques for interspecific comparisons of tropical rainforest bird densities: a field evaluation in the Western Ghats, India. *British Ornithologists' Union, Ibis*, 145: 9-21.
- Rego, R. C. M., Silva, M. X., Quirós, C. S. & Delabio, J. C. (2012). *Aninhamento e substituição de espécies: o que promove a diversidade beta ao longo de um gradiente de dessecação em um costão rochoso?* Ecologia da Mata Atlântica. Universidade de São Paulo.
- Richards, L. A. & Coley, P. D. (2007). Seasonal and habitat differences affect the impact of food and predation on herbivores: a comparison between gaps and understory of a tropical forest. *Oikos*, 116: 31-40.
- Roos, F. L. (2010). *Uso de transectos lineares para o monitoramento da mastofauna arborícola na reserva de desenvolvimento sustentável Namirauá - Amazonas*. Tese de mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Roxburgh, S. H., Shea, K. & Wilson, J. B. (2004). The intermediate disturbance hypothesis: patch dynamics and mechanisms of species coexistence. *Ecology*, 85: 359-371.
- Saket, M. (1994). *Report on the updating of the exploratory national forest inventory*. FAO/UNDP, Maputo.
- Scott, D. M., Brown, D., Mahood, S., Denton, B., Silburn, A. & Rakotondraparany, F. (2006). The impacts of forest clearance on lizard, small mammal and bird communities in the arid spiny forest, southern Madagascar. *Biological Conservation*, 127: 72-87.
- Sekercioglu, C. H. (2002). Effects of forestry practices on vegetation structure and bird community of Kibale National Park, Uganda. *Biological Conservation*, 107: 229-240.
- Sekercioglu, C. H. (2012). Bird functional diversity and ecosystem services in tropical forests, agroforests and agricultural areas. *Journal of Ornithology*, 153: 153-161.
- Selemane, T. (2010). *Questões à volta da Mineração em Moçambique. Relatório de Monitoria das Actividades Mineiras em Moma, Moatize, Manica e Sussundenga*. CIP, Moçambique.

- Shrestha, R. K. & Alavalapati, J. R. R. (2006). Linking Conservation and Development: An Analysis of Local People's Attitude Towards Koshi Tappu Wildlife Reserve, Nepal. *Environment, Development and Sustainability*, 8: 69-84.
- Sileshi, G. & Mafongoya, P. L. (2005). The short-term impact of forest fire on soil invertebrates in the miombo. *Biodiversity & Conservation*, 15: 3153-3160.
- Silveira, P. B. (2005). *Mamíferos de médio e grande porte em florestas de Eucalyptus spp com diferentes densidades de sub-bosque, no município de Itatinga, SP*. Tese de mestrado. Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Silvestre, R. (2009). *Comparação da Florística, Estrutura e Padrão Espacial em três Fragmentos de Floresta Ombrófila mista no Estado do Paraná*. Tese de mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Sist, P., Sheil, D., Kartawinata, K. & Priyadi, H. (2003). Reduced-impact logging in Indonesian Borneo: some results confirming the need for new silvicultural prescriptions. *Forest Ecology & Management*, 179: 415-427.
- Siteo, A., Salomão, A. & Wertz-Kanounnikoff, S. (2012). O Contexto de REDD+ em Moçambique: causas, actores e instituições. *CIFOR*, 76.
- Siteo, A., Guedes, B. S. & Nhantumbo, I. (2013). *Linha de Referência, Monitoria, Relatório e Verificação para o REDD+ em Moçambique*. IIED, Londres.
- Stuart, C. T. & Stuart, M. D. (2001). *Field Guide to Mammals of Southern Africa*. Third edition. Struik Publishers. South Africa.
- Svenning, J-C., Fløjgaard, C. & Baselga, A. (2011). Climate, history and neutrality as drivers of mammal beta diversity in Europe: insights from multiscale deconstruction. *Journal of Animal Ecology*, 80: 393-402.
- Tews, J., Brose, U., Grimm, V., Tielborger, K., Wichmann, M., Schwager, M. & Jeltsch, F. (2004). Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, 31: 79-92.
- Tschardtke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Dewenter, I. S. & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8: 857-874.
- Urbina-Cardona, J. N., Olivares-Pérez, M. & Reynoso, V. H. (2006). Herpetofauna diversity and microenvironment correlates across a pasture edge interior ecotone in tropical rainforest fragments in the Los Tuxtlas Biosphere Reserve of Veracruz, Mexico. *Biology Conservation*, 132: 61-75.

- USAID. (2008). *Mozambique Biodiversity and Tropical Forests Assessment*. USAID, Mozambique.
- Valeix, M., Fritz, H., Matsika, R., Matsvimbo, F. & Madzikanda, H. (2007). The role of water abundance, thermoregulation, perceived predation risk and interference competition in water access by African herbivores. *African Journal of Ecology*, 46: 402-410.
- Vera y Conde, C. F. & Rocha, C. F. D. (2006). Habitat disturbance and small mammal richness and diversity in an Atlantic Rainforest area in Southeastern Brazil. *Brazilian journal of biology*, 66: 983-990.
- Villéger, S., Grenouillet, G. & Brosse, S. (2013). Decomposing functional b diversity reveals that low functional b-diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, 22: 671-681.
- Walker, C. (1996). *Signs of the Wild. A field guide to the spoor & signs of the mammals of southern Africa*. 5<sup>th</sup> edition. Struik Publishers. South Africa.
- Wanger, T. C., Iskandar, D. T., Motzke, I., Brook, B. W., Sodhi, N. S., Clough, Y., & Tschardt, T. (2010). Effects of land-use change on community composition of tropical amphibians and reptiles in Sulawesi, Indonesia. *Conservation Biology*, 24: 795-802.
- Wertz-Kanounnikoff, S., Siteo, A. & Salomão, S. (2011). Como o REDD+ está a emergir nas florestas secas da África Austral? *CIFOR*, 39.
- Wirth, R., Meyer, T. S., Leal, I. R & Tabarelli, M. (2008). *Plant Herbivore Interactions at the Forest Edge*. Springer-Verlag. Heidelberg, Berlin.
- Woltmann, S. (2003). Bird community responses to disturbance in a forestry concession in lowland Bolivia. *Biodiversity. Conservation*, 12: 1921-1936.
- Yarrow, G. (2009). *Habitat Requirements of Wildlife: Food, Water, Cover and Space*. Forestry and Natural Resources. Clemson University, USA.
- Zolho, R. (2010). *Mudanças Climáticas e as Florestas em Moçambique*. Maputo.



## **ANEXOS**





Anexo 3. Lista de espécies por família nos três níveis de cobertura

Nr.	Grupo taxonómico	Família	Nome científico	Nome em português	Nível de cobertura		
					Alto	Baixo	Médio
1	Anfíbio	Rhacophoridae	<i>Chiromantis xerampelina</i>	Sapo de ninho de espuma	P	P	P
2		Bufoidea	<i>Schismaderma carens</i>	Sapo vermelho	P	NP	NP
3	Réptil	Agamidae	<i>Agama mossambica</i>	Agama de Moçambique	P	NP	NP
4			<i>Bitis arietans arietans</i>	Víbora comum	P	NP	NP
5			<i>Bitis gabonica gabonica</i>	Víbora do Gabão	P	NP	NP
6		Chamaeleonidae	<i>Chamaeleo dilepis</i>	Camaleão de pescoço achatado	NP	NP	P
7		Lacertidae	<i>Ichnotropis squamulosa</i>	Lagarto de escamas rugosas	NP	P	P
8		Testudinidae	<i>Kinixys belliana belliana</i>	Cágado articulado para trás	P	P	P
9		Scincidae	<i>Mabuya varia</i>	Lagartixa variada	P	P	P
10			<i>Panaspis wahlbergii</i>	Lagartixa de olhos cobra	P	P	P
11			<i>Philothamnus n. natalensis</i>	Cobra verde do Natal	P	P	NP
12		Colubridae	<i>Prosymna stuhlmannii</i>	Cobra comedora de centípedes de África Oriental	NP	P	NP
13		Boidae	<i>Python sebae natalensis</i>	Jiboia/Pitão	NP	P	NP
14	Mamífero		<i>Cephalophus natalensis</i>	Mangul/Cabrito vermelho	P	P	P
15			<i>Neotragus moschatus</i>	Changane	P	P	P
16			Bovidae	<i>Ourebia ourebi</i>	Oribi	P	NP

17		<i>Philantomba monticola</i>	Cabrito azul	P	P	P
18		<i>Raphicerus sharpei</i>	Chipene grisalho/Xipene grisalho	P	NP	NP
19		<i>Redunca arrundinum</i>	Chango	P	P	P
20		<i>Sylvicapra grimmia</i>	Cabrito cinzento	P	P	P
21		<i>Tragelaphus angasii</i>	Inhala/Bawala	NP	P	P
22		<i>Tragelaphus strepsiceros</i>	Cudo	P	P	P
23	Cercopithecidae	<i>Cercopithecus aethiopicus</i>	Macaco de cara preta/Macaco azul	P	P	P
24		<i>Cercopithecus mitis</i>	Macaco simango	P	P	NP
25		<i>Papio cynocephalus ursinus</i>	Macaco cão cinzento	NP	P	P
26	Bathyergidae	<i>Cryptomys hottentotus</i>	Rato toupeira comum	P	P	P
27		<i>Cryptomys damarensis</i>	Rato toupeira Damara	NP	P	NP
28	Viverridae/Herpestidae	<i>Civettictis civetta</i>	Civeta africana	NP	P	NP
29		<i>Genetta tigrina</i>	Geneta de malhas grandes	NP	NP	P
30		<i>Mungos mungo</i>	Manguço listrado	P	P	P
31	Cricetidae/Muridae	<i>Aethomys chrysophilus</i>	Rato vermelho da savana	P	NP	P
32		<i>Cricetomys gambianus</i>	Rato gigante	P	NP	P
33		<i>Saccostomus campestris</i>	Rato bochechudo	P	P	P
34		<i>Tatera leucogaster</i>	Gerboa de Peters	NP	P	NP
35	Lorisidae	<i>Galago moholi</i>	Jagra do Senegal/Jagra pequena	P	NP	NP
36	Hystriidae	<i>Hystrix africae australis</i>	Porco-espinho do cabo	P	P	P

37	Felidae	<i>Leptailurus/Felis serval</i>	Gato serval	P	P	P
38	Leporidae	<i>Lepus saxatilis</i>	Lebre de nuca dourada	P	P	P
39	Elephantidae	<i>Loxodonta africana</i>	Elefante africano	P	P	P
40	Orycteropodidae	<i>Orycteropus afer</i>	Urso-formigueiro	P	P	P
41	Sciuridae	<i>Paraxerus cepapi</i>	Esquilo das árvores/esquilo da savana	P	P	P
42		<i>Phacochoerus aethiopicus</i>	Facocero/Javali africano	P	P	P
43	Suidae	<i>Potamochoerus porcus</i>	Porco-bravo	P	P	P
44	Thryonomyidae	<i>Thryonomys swinderianus</i>	Rato grande das canas	P	P	P

P = Presente

NP = Não presente

Anexo 4. Lista de espécies por famílias nos regimes de cobertura florestal

Regime de uso	Nome científico	Família	Grupo taxonómico
Concessão Florestal	<i>Chiromantis xerampelina</i>	Rhacophoridae	Anfíbio
	<i>Schismaderma carens</i>	Bufoidea	
	<i>Mabuya varia</i>	Scincidae	
	<i>Genetta tigrina</i>	Viverridae/Herpestidae	Réptil
	<i>Hystrix africae australis</i>	Hystriidae	
	<i>Leptailurus/Felis serval</i>	Felidae	
	<i>Lepus saxatilis</i>	Leporidae	
	<i>Orycteropus afer</i>	Orycteropodidae	
	<i>Ourebia ourebi</i>	Bovidae	
	<i>Philantomba monticola</i>		
	<i>Raphicerus sharpei</i>		
	<i>Redunca arrundinum</i>		
	<i>Neotragus moschatus</i>		
	<i>Sylvicapra grimmia</i>		
	<i>Tragelaphus angasii</i>		
	<i>Tragelaphus strepsiceros</i>		
	<i>Potamochoerus porcus</i>		
<i>Saccostomus campestris</i>	Cricetidae/Muridae		
<i>Thryonomys swinderianus</i>	Thryonomyidae	Mamífero	
Coutada 7	<i>Bitis arietans arietans</i>	Viperidae	Réptil
	<i>Bitis gabonica gabonica</i>		
	<i>Ichnotropis squamulosa</i>	Lacertidae	
	<i>Kinixys belliana belliana</i>	Testudinidae	
	<i>Python sebae natalensis</i>	Boidae	
	<i>Cryptomys damarensis</i>	Bathyergidae	Mamíferos
	<i>Leptailurus/Felis serval</i>	Felidae	
	<i>Lepus saxatilis</i>	Leporidae	
	<i>Neotragus moschatus</i>	Bovidae	
	<i>Tragelaphus strepsiceros</i>		
	<i>Paraxerus cepapi</i>	Sciuridae	
<i>Saccostomus campestris</i>	Cricetidae/Muridae		
Coutada 9/13	<i>Agama mossambica</i>	Agamidae	Réptil

	<i>Kinixys belliana belliana</i>	Testudinidae	
	<i>Panaspis wahlbergii</i>	Scincidae	
	<i>Cercopithecus aethiopicus</i>	Cercopithecidae	
	<i>Hystrix africae australis</i>	Hystriidae	
	<i>Orycteropus afer</i>	Orycteropodidae	
	<i>Phacochoerus aethiopicus</i>	Suidae	
	<i>Potamochoerus porcus</i>		
	<i>Cephalophus natalensis</i>	Bovidae	
	<i>Philantomba monticola</i>		
	<i>Redunca arrundinum</i>		
	<i>Sylvicapra grimmia</i>		
	<i>Tragelaphus strepsiceros</i>		
	<i>Saccostomus campestris</i>	Cricetidae/Muridae	
	<i>Thryonomys swinderianus</i>	Thryonomyidae	
Floresta Comunitária	<i>Chiromantis xerampelina</i>	Rhacophoridae	Anfíbio
	<i>Chamaeleo dilepis</i>	Chamaeleonidae	Réptil
	<i>Kinixys belliana belliana</i>	Testudinidae	
	<i>Mabuya varia</i>	Scincidae	
	<i>Cercopithecus mitis</i>	Cercopithecidae	Mamífero
	<i>Aethomys chrysophilus</i>	Cricetidae/Muridae	
	<i>Cricetomys gambianus</i>		
	<i>Tatera leucogaster</i>		
	<i>Cryptomys damarensis</i>	Bathyergidae	
	<i>Cryptomys hottentotus</i>		
	<i>Civettictis civeta</i>	Viverridae/Herpestidae	
	<i>Galago moholi</i>		
	<i>Lepus saxatilis</i>	Leporidae	
	<i>Neotragus moschatus</i>	Bovidae	
	<i>Sylvicapra grimmia</i>		
	<i>Orycteropus afer</i>	Orycteropodidae	
	<i>Paraxerus cepapi</i>	Sciuridae	
	<i>Thryonomys swinderianus</i>	Thryonomyidae	
Reserva Florestal	<i>Prosymna stuhlmanni</i>		Réptil
	<i>Philothamnus n. natalensis</i>	Colubridae	
	<i>Cephalophus natalensis</i>	Bovidae	Mamífero



	<i>Philantomba monticola</i>		
	<i>Sylvicapra grimmia</i>		
	<i>Cercopithecus aethiopicus</i>	Cercopithecidae	
	<i>Cercopithecus mitis</i>		
	<i>Papio cynocephalus ursinus</i>		
	<i>Cricetomys gambianus</i>	Cricetidae/Muridae	
	<i>Saccostomus campestris</i>		
	<i>Hystrix africaeausstralis</i>	Hystriidae	
	<i>Loxodonta africana</i>	Elephantidae	
	<i>Mungos mungo</i>	Viverridae/Herpestidae	
	<i>Paraxerus cepapi</i>	Sciuridae	
	<i>Potamochoerus porcus</i>	Suidae	

Anexo 5. Lista de espécies únicas por nível de cobertura

Espécies únicas entre o nível de cobertura:		Espécies únicas entre o nível de cobertura:		Espécies únicas entre o nível de cobertura:	
Alto	Médio	Alto	Baixo	Médio	Baixo
Sapo vermelho ( <i>Schismaderma carens</i> )	Camaleão de pescoço achatado ( <i>Chamaeleo dilepis</i> )	Sapo vermelho ( <i>Schismaderma carens</i> )	Cobra comedora de centípedes de África ( <i>Prosymna stuhlmannii</i> )	Camaleão de pescoço achatado ( <i>Chamaeleo dilepis</i> )	Cobra verde do Natal ( <i>Philothamnus n. natalensis</i> )
Agama de Moçambique ( <i>Agama mossambica</i> )	Lagarto de escamas rugosas ( <i>Ichnotropis squamulosa</i> )	Agama de Moçambique ( <i>Agama mossambica</i> )	Jiboia ( <i>Python sebae natalensis</i> )	Geneta de malhas grandes ( <i>Genetta tigrina</i> )	Jiboia ( <i>Python sebae natalensis</i> )
Oribi ( <i>Ourebia ourebi</i> )	Inhala ( <i>Tragelaphus angasii</i> )	Víbora comum ( <i>Bitis arietans arietans</i> )	Inhala ( <i>Tragelaphus angasii</i> )	Rato vermelho da savana ( <i>Aethomys chrysophilus</i> )	Macaco simango ( <i>Cercopithecus mitis</i> )
Macaco Simango ( <i>Cercopithecus mitis</i> )	Macaco cão cinzento ( <i>Papio cynocephalus ursinus</i> )	Víbora do Gabão ( <i>Bitis gabonica gabonica</i> )	Macaco cão cinzento ( <i>Papio cynocephalus ursinus</i> )	Rato gigante ( <i>Cricetomys gambianus</i> )	Rato toupeira Damara ( <i>Cryptomys damarensis</i> )
Cobra verde do Natal ( <i>Philothamnus n. natalensis</i> )	Geneta de malhas grandes ( <i>Genetta tigrina</i> )	Oribi ( <i>Ourebia ourebi</i> )	Rato toupeira Damara ( <i>Cryptomys damarensis</i> )		Civeta africana ( <i>Civettictis civeta</i> )
Víbora comum ( <i>Bitis arietans arietans</i> )		Chipene Grisalho ( <i>Raphicerus sharpei</i> )	Civeta africana ( <i>Civettictis civeta</i> )		Gerboa de Peters ( <i>Tatera leucogaster</i> )
Chipene Grisalho ( <i>Raphicerus sharpei</i> )		Rato vermelho da savana ( <i>Aethomys chrysophilus</i> )	Gerboa de Peters ( <i>Tatera leucogaster</i> )		Cobra comedora de centípedes de África ( <i>Prosymna stuhlmannii</i> )
Víbora do Gabão ( <i>Bitis gabonica gabonica</i> )		Rato gigante ( <i>Cricetomys gambianus</i> )	Lagarto de escamas rugosas ( <i>Ichnotropis squamulosa</i> )		
Jagra pequena ( <i>Galago moholi</i> )		Jagra pequena ( <i>Galago moholi</i> )			

**Anexo 6. Fotografias e Sinais de fauna identificadas no campo**



**Fotografia de Víbora do Gabão (Macossa)**



**Fotografias de Rato bochechudo capturado por armadilha de Sherman (Tambara e Macossa)**



**Fotografias de Cágado articulado para trás (Macossa)**





**Fotografias de Macaco de cara-preta (Sussundenga)**



**Fotografia de Camaleão de pescoço achatado (Gondola)**



**Fotografias de Fezes de cabrito cinzento (Mossurize)**





**Fotografias de Fezes e pegada de Cudo (Macossa)**



**Fotografias de fezes e pegada de Elefante africano**

