



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS – IG
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS

**USO DE GEOTECNOLOGIAS APLICADAS EM ESTUDOS DE MODELOS DE
OCUPAÇÃO E CONECTIVIDADE PARA MAMÍFEROS DE MÉDIO E MAIOR
PORTE NO CERRADO**

OMOLABAKE ALHAMBRA SILVA ARIMORO

Dissertação de Mestrado n° 081

Brasília - DF
Maio de 2015



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS

**Uso de Geotecnologias Aplicadas em Estudos de Modelos de Ocupação e Conectividade
para Mamíferos de Médio e Maior Porte no Cerrado**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Geociências Aplicadas da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre.

Área de concentração:
Geoprocessamento e Análise Ambiental

Omolabake Alhambra Silva Arimoro

Orientador: Henrique Llacer Roig
Co-orientadora: Ana Cristyna Reis Lacerda

Brasília - DF
Maio de 2015

TERMO DE APROVAÇÃO

OMOLABAKE ALHAMBRA SILVA ARIMORO

USO DE GEOTECNOLOGIAS APLICADOS EM ESTUDOS DE MODELOS DE OCUPAÇÃO E
CONECTIVIDADE PARA MAMÍFEROS DE MÉDIO E MAIOR PORTE NO CERRADO

Dissertação apresentada e defendida em 08 de maio de 2015 como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Geociências Aplicadas, outorgado pela Universidade de Brasília.

Banca Examinadora:

Henrique Llacer Roig - Orientador
Universidade de Brasília

Gustavo Macedo de Mello Baptista
Universidade de Brasília - Examinador interno

Rossano Marchetti Ramos
IBAMA - Examinador externo

Brasília – DF
Maio de 2015

FICHA CATALOGRÁFICA

Arimoro, Omolabake A. S.

Uso de Geotecnologias Aplicadas em Estudos de Modelos de Ocupação e Conectividade para Mamíferos de Médio e Maior Porte no Cerrado / Omolabake Alhambra Silva Arimoro; orientação de Henrique Llacer Roig. Brasília, 2015
144p.

Dissertação de Mestrado (M) – Universidade de Brasília / Instituto de Geociências, 2015

1.Mamíferos de médio e maior porte; 2.Área militar; 3.Padrões de ocupação; 4.Conectividade Funcional; Sistema de Informação Geográfica

Arimoro, Omolabake Alhambra Silva. Uso de Geotecnologias Aplicadas em Estudos de Modelos de Ocupação e Conectividade para Mamíferos de Médio e Maior Porte no Cerrado. Dissertação de Mestrado. Instituto de Geociências, Universidade de Brasília, Brasília, 2015, 144p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Omolabake Alhambra Silva Arimoro

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO: Uso de Geotecnologias Aplicadas em Estudos de Modelos de Ocupação e Conectividade para Mamíferos de Médio e Maior Porte no Cerrado

GRAU: Mestre ANO: 2015

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta Dissertação de Mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. Esse direito poderá ocorrer somente após a publicação dos artigos contidos no documento. A autora reserva-se a outros direitos de publicação de nenhuma parte desta dissertação de mestrado poder ser reproduzida sem a autorização por escrito da autora.

Omolabake Alhambra Silva Arimoro
omola.arimoro@gmail.com

AGRADECIMENTOS

Bem, o mestrado chegou ao fim... A sensação que fica é de alívio, superação e de objetivo cumprido! Nesta etapa regada de muito aprendizado, desafios e boas experiências, de fato contribuíram para o meu crescimento e amadurecimento tanto pessoal quanto profissionalmente. Como todo processo de aprendizado e desenvolvimento de uma pesquisa lidei com problemas, insegurança, atrasos e também com muito apoio e confiança de pessoas importantes por perto que sem elas nada disso teria sido possível.

Primeiramente eu agradeço ao meu orientador, Henrique Llacer Roig, por ter aceitado o desafio de me acompanhar num tema que não fazia parte do seu repertório de pesquisas na pós-graduação (não fazia, agora vai fazer! rs), cuja orientação vem desde antes do mestrado quando caí sabiamente de paraquedas no curso de especialização no Instituto de Geociências. Agradeço pela sua disposição, apoio e confiança, paciência, cobranças, por oportunidades e conhecimentos compartilhados, sempre estar presente na hora das dúvidas e por garantir que os trabalhos de campo fossem possíveis e que este produto final se concretizasse. E graças à sua rede de contatos profissionais agradeço especialmente por ter me apresentado a minha co-orientadora, Ana Cristyna Reis Lacerda, que trouxe novas idéias e formas de implementá-las para que chegássemos num denominador comum para a realização deste trabalho. Agradeço a ela por essas idéias, pela paciência e confiança, ensinamentos e também pelo apoio e disposição principalmente em todos os trabalhos de campo e nas modelagens. Por meio dela também agradeço ao professor Walfrido M.Tomas, que apesar de não tê-lo conhecido pessoalmente contribuiu muito positivamente para as modelagens do trabalho. Agradeço também ao Samuel Astete pelas orientações com as armadilhas fotográficas e também pela ajuda com as modelagens.

Gostaria de agradecer ao professor Jader Marinho-Filho, pela atuação na coordenação do Acordo de Cooperação Técnica entre a Universidade de Brasília e o Exército Brasileiro que permitiu que os trabalhos de campo fossem realizados no Campo de Instrução do Exército em Formosa - GO; e também por emprestar as armadilhas fotográficas que permitiram a coleta de dados dos mamíferos. Agradeço também ao professor Rogério E. S. Uagoda pela interlocução entre eu a equipe do Exército para o agendamento dos campos e todas as burocracias envolvidas. Também estendo o meu agradecimento a toda equipe do Campo de Instrução de Formosa: Major Aristóteles, Sargento Bispo, Sargento Dias e os soldados pelo apoio em campo e infraestrutura disponibilizada.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudo que permitiu a realização do curso.

Também quero agradecer aos colegas de pós-graduação e de laboratório, muitas vezes unidos nas disciplinas e nas análises das dissertações: Adriana Panhol, Marcelo Ribeiro Aguiar, Felipe Araújo, Pereira Neto, Hiago Faria, Karen Castro e Lílian Rocha. Aos meus amigos tão queridos na minha vida, alguns de longa data, outros mais recentes, mas todos fundamentais e presentes: Caroline Lorraine de Paiva (sempre companheira pra qualquer

parada!); Nádia A. Viana (desde a graduação!), Sandra M. Barbosa, Charles S. de Aguiar, Adriana Panhol (de novo! hehe).

E por último, mas não menos importante a minha família, especialmente minha mãe que sempre me apoiou em qualquer das minhas empreitadas acadêmicas, mas que no fundo sempre quis que eu tivesse estudado no exterior (hehe).

A todos vocês, MUITO OBRIGADA!

RESUMO

Estudos que envolvem o planejamento da conservação da vida selvagem indicam que o simples fato de criar e manter fisicamente uma área protegida não garante que as comunidades de fauna e flora, assim como os processos ecológicos estejam preservados. Neste contexto as áreas militares representam um elemento importante de qualquer estratégia de conservação da biodiversidade nacional, devido à presença de extensas áreas de terra com cobertura vegetal nativa podendo servir como papel fundamental na gestão de recursos naturais. Assim foi realizado o levantamento da fauna de mamíferos terrestres de médio e maior porte em uma área de aproximadamente 15.000ha no Campo de Instrução do Exército por meio de armadilhas fotográficas ao longo de uma campanha de seis meses entre agosto/2014 e fevereiro/2015. Foram registradas 26 espécies cuja comunidade é constituída em sua maioria por representantes da ordem Carnivora (42,30%), sendo oito espécies ameaçadas de extinção. Considera-se que a manutenção da diversidade observada na área é decorrente da grande extensão de área contínua de vegetação nativa típica do Cerrado do Campo de Instrução aliada a heterogeneidade de habitats e manutenção das condições originais de vegetação nativa, apesar das atividades militares existentes na área. Em seguida, foram utilizados dados de detecção e não detecção obtidos por armadilhas fotográficas juntamente com variáveis ambientais para determinar a probabilidade de ocupação de mamíferos de médio e maior porte no CIF, enfatizando a importância destas áreas para a persistência de mamíferos. Foi estimada a ocupação de 16 espécies usando o método única-estação. Os resultados dos modelos indicaram que densidade de árvores e distância da mata foram as co-variáveis preditoras para a ocupação da maioria das espécies, indicando a importância da manutenção da estrutura e heterogeneidade dos habitats para conservação de mamíferos. Por último, foi avaliada a conectividade paisagem com a aplicação de dois índices (índice integral de conectividade e probabilidade de conectividade) para dois cenários um sem e outro com o efeito de estradas para quatro diferentes distâncias de dispersão. A análise mostrou que sem o efeito de estradas a conectividade funcional tem grande potencial de ocorrer incluindo a área militar como um importante remanescente capaz de manter conexões no seu interior e exterior para diferentes distâncias de dispersão analisadas neste estudo. O efeito da presença de estradas gerou um grande impacto na manutenção da conectividade implicando na necessidade de medidas mitigadoras que permitam o deslocamento da fauna na paisagem.

Palavras-chave: Mamíferos de médio e maior porte, área militar, padrões de ocupação, conectividade funcional, sistema de informação geográfica

ABSTRACT

Studies involving the planning wildlife conservation indicate that the simple act of creating and maintaining a physically protected area does not guarantee that the fauna and flora, as well as the ecological processes, are preserved. In this context, military areas represent an important element of any conservation strategy of the national biodiversity due to the presence of extensive undeveloped land areas, playing the role in managing natural resources. The survey of the fauna of terrestrial mammals of medium and larger size was carried out in an area of approximately 15.000 acres in the Army Instruction Camp through camera traps along a campaign of six months between August and February 2014/2015. 26 species were recorded whose community is constituted mostly by representatives of Carnivora order (42.30%) being eight endangered species. It is considered that the maintenance of diversity observed in the area is due to the large expanse of continuous native Cerrado vegetation on the Instruction Camp, combined with habitat heterogeneity and maintenance of original native vegetation conditions, despite the military activities in the area. Then, we used detection and non-detection data obtained by camera traps along with environmental variables to determine the occupancy probability of medium and larger mammalian species in a military area, emphasizing the importance of these areas to the persistence of mammals. The probability of occupancy was modeled for 16 species by using the single-season method. The results indicated that tree density and distance from de gallery forest were the determining covariates to the occupancy of most species, indicating the importance of maintaining the vegetation structure with natural habitats for mammalian conservation. Finally, landscape connectivity was evaluated with the application of two indices (integral index of connectivity and probability of connectivity) for two scenarios: without and with the road effects to four different dispersal distances. The analysis showed that without road effects on functional connectivity it had great potential occurring including the military area as an important remaining able to maintain connections inside and outside for different dispersal distances analyzed in this study The effect of the presence of roads generated a great impact in maintaining connectivity implying the need for mitigating measures that allow the shifting of fauna in the landscape.

Key words: medium and larger sized mammals, military area, occupancy patterns, functional connectivity, geographic information system.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Localização das Áreas de Estudo.....	4
Figura 2: Fluxograma de classificação da imagem recortada para o Campo de Instrução de Formosa - GO.....	9
Figura 3: Fluxograma metodológico com as etapas de classificação da cena 221/071 do Landsat 8.....	11
Figura 4: Ilustração do processo de cálculo de distância euclidiana (A e B) para as variáveis Distância de Mata, Distância de Rios, Lagoas e Vereda e Distância de Área de Impacto de Foguetes. Fonte: Help ArcGIS (ESRI, 2014)	13
Figura 5: Obtenção da variável Declividade	14
Figura 6: Obtenção da variável Proporção de tipos de fitofisionomias do Cerrado contidas num raio de 1km.....	14
Figura 7: Fluxograma metodológico do cálculo do índice diferenciado de queimada por razão normalizada.....	16
Figura 8: Fluxograma metodológico do cálculo do Índice de Regeneração da vegetação para o CIF.....	17
Figura 9: Porcentagem das classes de cobertura no Campo de Instrução do Exército.....	18
Figura 10: Resultado da classificação temática da vegetação do Campo de Instrução do Exército.....	19
Figura 11: Pontos de Validação para cena e para o CIF.....	20
Figura 12: Resultado da classificação temática de Uso e Cobertura da cena 221/071 do Landsat8.....	21
Figura 13: Variáveis de Distância de Mata de Galeria, Distância de Área de Impacto, Distância de Rios Lagoas e Vereda e Distância de Estradas.....	23
Figura 14: Variável declividade para a área de estudo.....	24
Figura 15: Índice de queimada por razão normalizada na área de estudo	29
Figura 16: Localização do Campo de Instrução do 6º Grupo de Lançadores Múltiplos de Foguetes - Astro II com a localização dos pontos amostrais, Formosa, GO.....	42
Figura 17: Frequência relativa (%) e número de registros por espécie (em cima da barra) de mamíferos silvestres de médio e maior porte no Campo de Instrução de Formosa - GO registrada ente agosto de 2014 e fevereiro de 2015	48
Figura 18: Curva de acumulação de espécies observadas e obtidas através do estimador não paramétrico Jackknife2 a partir do esforço amostral em dias na obtenção dos registros de mamíferos de médio e maior porte no Campo de Instrução de Formosa - GO.	48
Figura 19: Localização da área de estudo	65
Figura 20: Probabilidade de ocupação (ψ) de <i>Ozotocerus bezoarticus</i> Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.	72
Figura 21: Probabilidade de ocupação (ψ) de <i>Mazama gouazoubira</i> no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.	73
Figura 22: Probabilidade de ocupação (ψ) de <i>Pecari tajacu</i> no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.	73
Figura 23: Probabilidade de ocupação (ψ) de <i>Leopardus pardalis</i> no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015	74
Figura 24: Probabilidade de ocupação (ψ) de <i>Puma concolor</i> no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.	75
Figura 25: Probabilidade de ocupação (ψ) de <i>Conepatus semistriatus</i> no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.	75
Figura 26: Probabilidade de ocupação (ψ) <i>Eira barbara</i> no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.....	76
Figura 27: Probabilidade de ocupação (ψ) <i>Nasua nasua</i> no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.....	77

Figura 28: Probabilidade de ocupação (ψ) <i>Sylvilagus brasiliensis</i> no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.	77
Figura 29: Probabilidade de ocupação (ψ) <i>Cuniculus paca</i> no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.....	78
Figura 30: Probabilidade de ocupação (ψ) <i>Dasyopus novemcinctus</i> no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.	78
Figura 31: Probabilidade de ocupação (ψ) de <i>Myrmecophaga tridactyla</i> no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.	79
Figura 32: Probabilidade de ocupação (ψ) de <i>Tamandua tetradactyla</i> no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.	79
Figura 33: Localização da área de estudo e a distribuição dos nós (áreas protegidas) dentro dela.	108
Figura 34: Resultados do índice dIIC em diferentes distância de dispersão.	115
Figura 35: Resultados do índice dPC em diferentes distância de dispersão.	116
Figura 36: Rede de estradas presente na área de estudo	119

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Obtenção dos dados vetoriais e matriciais para modelagem de ocupação de mamíferos de médio e maior porte e para análise da conectividade funcional da paisagem	5
Tabela 2: Matriz de confusão para a classificação temática do Campo de Instrução do Exército	20
Tabela 3: Matriz de confusão para a classificação temática da cena 221/071 do Landsat 8	22
Tabela 4: Proporção (%) de tipos de fitofisionomias do Cerrado contidas num raio de 1km entorno de cada armadilha fotográfica.....	25
Tabela 5: Valores do Índice de Shannon para cada armadilha fotográfica	27
Tabela 6: Média das densidades de árvores e arbusos em torno de cada armadilha fotográfica	28
Tabela 7: Valores do Índice de Regeneração para cada armadilha fotográfica	30
Tabela 8: Relação das espécies e nome comum dos mamíferos de médio e maior porte e seus status de conservação registrados no Campo de Instrução de Formosa -	46
Tabela 9: Co-variáveis usadas para modelar a probabilidade de ocupação (ψ) de mamíferos de médio e maior porte do Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto 2014 e fevereiro de 2015.....	67
Tabela 10: Modelos de ocupação para mamíferos de médio e grande porte no Campo de Instrução de Formosa-GO. Onde, AIC = Critério de Informação de Akaike; Δ AIC = diferença entre o AIC de cada modelo e o menor AIC; AICwi = é o peso proporcional do modelo i no conjunto de modelos; K = número de parâmetros; \hat{c} = dispersão dos dados observados em relação ao esperado pelo modelo; P = o ajuste do modelo em relação aos dados observados	70
Tabela 11: Escala subjetiva de valores do Método AHP (Modificado de Jardim, 1999)	112
Tabela 12:Atribuição de pesos para as classes de uso e cobertura e declividade	113
Tabela 13:Nós (manchas de habitat) escolhidos para a análise,sendo quatro delas áreas protegidas presentes na área de estudo.....	114
Tabela 14:Valores das três diferentes frações do índice integrado de conectividade-IIC edo índice de probabilidade de conectividade-PC, a saber fraçãointrapatch (intra),fluxo de dispersão(flux) e fração connector(connector).Seus valores indicam os diferentes modos em que a mancha de habitat (nó) pode contribuir para a conectividade total na paisagem em diferentes distâncias de deslocamento (km).....	118

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	xiv
CAPÍTULO 1 - APRESENTAÇÃO GERAL.....	1
1-Introdução.....	1
2-Objetivos Gerais	2
3-Objetivos Específicos	2
CAPÍTULO 2 - MÉTODOS E TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO PARA ESTUDOS EM ECOLOGIA.....	3
1-Introdução.....	3
2-Materiais e Métodos.....	3
3-Resultados.....	18
Referências Bibliográficas	32
CAPÍTULO 3 - RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E MAIOR PORTE NO CAMPO DE INSTRUÇÃO DO EXÉRCITO EM FORMOSA-GO	36
Resumo	36
Abstract	37
1-Introdução.....	38
2-Material e Métodos.....	41
3-Resultados.....	45
4-Discussão	49
Agradecimentos	51
Referências Bibliográficas	52
CAPÍTULO 4 - PADRÕES DE OCUPAÇÃO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E MAIOR PORTE EM UMA ÁREA MILITAR DO CERRADO.....	61
Resumo	61
Abstract	62
1-Introdução.....	63
2-Material e Métodos.....	64
3-Resultados.....	69
4-Discussão	80
6-Conclusões.....	88
7-Agradecimentos.....	88

Referências Bibliográficas	89
CAPÍTULO 5 - ANÁLISE DA CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM NA REGIÃO DO DISTRITO FEDERAL E ENTORNO.....	102
Resumo	102
Abstract	103
1-Introdução.....	104
2-Materiais e Métodos.....	106
3-Resultados.....	114
4-Discussão	120
Agradecimentos	123
Referências bibliográficas	124
CAPÍTULO 6 - CONCLUSÃO GERAL	129

APRESENTAÇÃO

A presente dissertação de mestrado, realizada no âmbito do Programa de Pesquisa e Pós-graduação em Geociências Aplicadas na área de concentração em Geoprocessamento e Análise Ambiental, segue as tendências mais recentes de redação de dissertação de mestrado, ou seja: O primeiro capítulo trata da introdução, no qual consta uma descrição geral do tema tratado na dissertação e os objetivos, o qual é seguido do capítulo de construção da base de dados e dos produtos derivados a serem usados no processo de análise e modelagem em ecologia e ecologia da paisagem; Os capítulos subsequentes representam os artigos propriamente ditos que serão submetidos após a defesa e incorporadas às sugestões da banca, e por último um capítulo de Conclusão são integrados os resultados obtidos no desenvolvimento da dissertação. Ressalta-se que o primeiro ensaio para a definição dos corredores ecológicos do DF foi submetido à Revista Brasileira de Cartografia.

A revisão de literatura, os procedimentos metodológicos, resultados e as discussões constam nos artigos, elaborados de forma integrada e sequencial.

O primeiro artigo - **RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E MAIOR PORTE NO CAMPO DE INSTRUÇÃO DO EXÉRCITO EM FORMOSA-GO** - foi elaborado buscando o levantamento da fauna de mamíferos de médio e maior porte e avaliação da conservação destes em uma área militar.

O segundo artigo - **PADRÕES DE OCUPAÇÃO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E MAIOR PORTE EM UMA ÁREA MILITAR DO CERRADO** - realizado com o intuito de avaliar potenciais variáveis de habitat em estudo de ocupação de mamíferos em área militar com baixa influência antrópica.

O terceiro artigo - **ANÁLISE DA CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM NA REGIÃO DO DISTRITO FEDERAL E ENTORNO**- formulado com a finalidade de observar as possíveis trocas e deslocamentos de mamíferos entre ambientes naturais em meio a uma paisagem altamente fragmentada.

CAPÍTULO 1 - APRESENTAÇÃO GERAL

1-Introdução

A biodiversidade sustenta a saúde dos ecossistemas e os serviços que eles oferecem para a sociedade (Turner *et al.*, 2015) entretanto, esta está em rápido declínio no mundo, não obstante os compromissos por parte do governos para reduzir a taxa de perda (Butchart *et al.*, 2010). O monitoramento é uma parte essencial da conservação da biodiversidade permitindo a identificação de problemas, o desenvolvimento de soluções e avaliação da efetividade de ações e progressos (Secades *et al.*, 2014).

Diversas organizações, disciplinas e iniciativas foram formadas em resposta à miríade de desafios para manejo sustentável dos recursos e a proteção ecológica (Miller & Rogan, 2007). Essas iniciativas interdisciplinares e integradoras concordam que o manejo de recursos cientificamente correto e sustentável requer dados ecológicos de variáveis com características espaciais e temporais para gerar um entendimento científico requerido para medir, modelar, manter e/ou recuperar paisagens em múltiplas escalas (EPA, 1998; Wiens *et al.*, 2002). Esforços de pesquisadores no suporte de manejo sustentável de ecossistemas têm focado na caracterização das condições e mudanças no ecossistema, explorando os efeitos de diferentes formas de manejo e entendendo como processos naturais e antrópicos afetam o funcionamento do ecossistema (EPA, 1998). O imageamento por satélites tem emergido como uma ferramenta vital para o monitoramento do *status* de parâmetros ambientais para a conservação da biodiversidade (Horning *et al.*, 2010; Pettorelli *et al.*, 2014; Buchanan *et al.*, 2009) e juntamente a isso, dados ecológicos espacial e temporalmente explícitos geralmente combinados com modelos estatísticos em um Sistema de Informação Geográfica - SIG (Miller & Rogan, 2007) contribuem para a resolução de problemas.

Compreender as características e a distribuição espacial dos habitats de espécies é fundamental para avaliar o estado de conservação das populações, criar reservas, prever a distribuição de espécies e suas respostas a mudanças ambientais e preservar e restaurar as condições ecológicas necessárias para uma população ameaçada (Cabello *et al.*, 2012). Estudos mostram que a avaliação de habitat por espécies é influenciada pela variabilidade sazonal do ecossistema, pela sua fenologia, capacidade de obter informações sobre distribuição de recursos alimentares, e pelos distúrbios ambientais de origem antrópica (Wiegand *et al.*, 2008; Tuanmu *et al.*, 2011). Esses fatores combinados com a disponibilidade contínua e extensa de dados de sensoriamento remoto defendem

o desenvolvimento de protocolos de monitoramento do ecossistema destinados a fornecer uma avaliação contínua do status dos habitats de espécies. Apesar do aumento no uso de índices de vegetação, tais como NDVI e EVI, em ecologia de espécies o número de descritores de funcionamento do ecossistema é limitado em comparação às possibilidades oferecidas pelo sensoriamento remoto. A exemplo disso tem-se produtos de mudanças no uso da terra, estrutura biofísica da vegetação, fluxo de carbono, fogo e modelo digital de elevação (Pfeifer *et al.*, 2012). Esses produtos permitem a investigação de tendências na distribuição e produtividade de ecossistemas ao longo do tempo e do espaço em escalas de tempo intra-anual (Pfeifer *et al.*, 2012) permitindo assim, o uso para o monitoramento de variáveis ambientais diretamente ligadas a distribuição de espécies.

2-Objetivos Gerais

O objetivo deste estudo é avaliar a contribuição de uma área militar, o Campo de Instrução de Exército em Formosa – GO, na conservação de mamíferos de médio e maior porte e na manutenção de fluxos e trocas de espécies na paisagem.

3-Objetivos Específicos

- Fazer o levantamento da fauna de mamíferos de médio e maior porte no CIF
- Modelar a ocupação destes mamíferos utilizando de variáveis de habitat
- Avaliar a potencial deste remanescente na manutenção da conectividade da paisagem do DF e entorno

CAPÍTULO 2 - MÉTODOS E TÉCNICAS DE GEOPROCESSAMENTO PARA ESTUDOS EM ECOLOGIA

1-Introdução

Considerando o objeto deste estudo e a escolha por apresentar este documento na forma de artigo, todo o arcabouço metodológico das geotecnologias empregado para a geração da base de dados (dados originais) e dos dados derivados (dados processados) que serão usados como variáveis de entrada nos modelos ecológicos utilizados, não cabem no texto dos artigos, por isso a necessidade deste capítulo. Ele tem por objetivo descrever em maior detalhe os procedimentos empregados, bem como os seus resultados e a qualidade dos mesmos.

2-Materiais e Métodos

A área de estudo para levantamento da fauna e modelagem de ocupação de mamíferos de médio e maior porte (Capítulos 3 e 4 subsequentes) foi em uma área de aproximadamente 15.000ha dentro do Campo de Instrução do 6º Grupo de Lançadores Múltiplos de Foguetes - Astro II (CIF), pertencente ao Exército Brasileiro, localizado no município de Formosa – GO. Enquanto que para a análise da conectividade funcional da paisagem foi utilizada a cena 221/071 do satélite Landsat 8 que abrange o Distrito Federal e os estados de Goiás e Minas Gerais (Figura 1). Foram seguidas as seguintes etapas, detalhadas nos tópicos a seguir:

- 1-Obtenção dos dados de entrada;
- 2-Construção das chaves de classificação do mapa de vegetação e uso e cobertura do solo do CIF;
- 3-Classificação orientada a objeto da imagem no ENVI FX;
- 4-Correção e análise das classificações temáticas;
- 5-Geração das variáveis de habitat para a modelagem de ocupação de mamíferos de médio e maior porte no CIF;

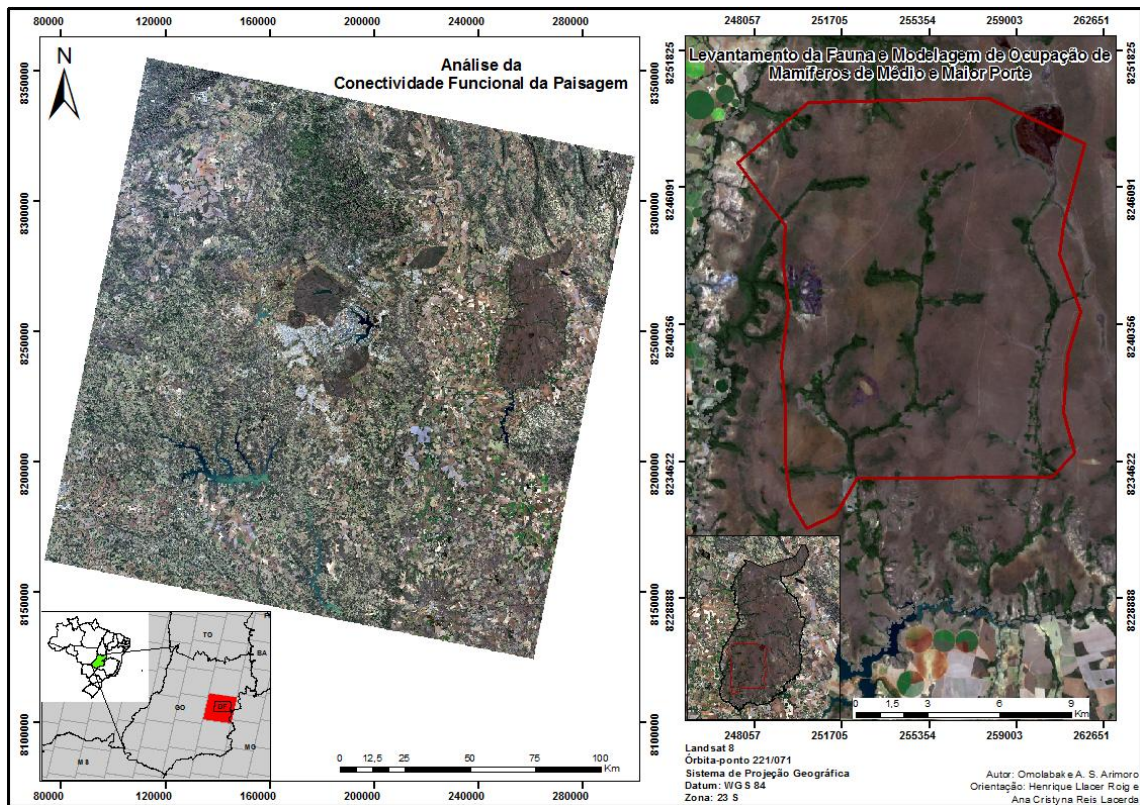


Figura 1: Localização das Áreas de Estudo

2.1-Obtenção dos dados

Os dados utilizados para a modelagem de ocupação dos mamíferos de médio e maior porte foram e para a análise da conectividade funcional da paisagem são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1: Obtenção dos dados vetoriais e matriciais para modelagem de ocupação de mamíferos de médio e maior porte e para análise da conectividade funcional da paisagem

DADOS	DATA	UTILIZAÇÃO	SISTEMA DE PROJEÇÃO	FORMATO	FONTE
Imagens de Satélite Landsat8 OLI/TIRS Cena órbita-ponto 221/071	05/01/2014	Modelagem de ocupação de mamíferos	WGS84	Matricial	USGS
	16/07/2014	Modelagem de ocupação de mamíferos e Análise da conectividade funcional da paisagem			
	04/10/2014	Modelagem de ocupação de mamíferos			
	20/10/2014				
	05/11/2014				
	08/01/2015				
Hipsiometria (SRTM – 30m)	-	Modelagem de ocupação de mamíferos	WGS84	Matricial	INPE - Topodata
Sistema Viário	Campo de Instrução de Formosa (s/ data)	Modelagem de ocupação de mamíferos	WGS84	Vetorial	Exército - DSG
	Campo de Instrução de Formosa (s/ data)	Análise da conectividade funcional da	SAD69	Vetorial (Escala 1:100.000)	SIEG - GO
Hidrografia	Campo de Instrução de Formosa	Modelagem de ocupação de mamíferos	SAD69	Vetorial	
Áreas de Lançamento e Impacto de Foguetes do Campo de Instrução de Formosa	(s/ data)	Modelagem de ocupação de mamíferos	WGS84	Vetorial	Exército - DSG

2.2- Construção do Mapa de Vegetação e Uso e Cobertura do Solo

O mapa de vegetação, obtido para o Campo de Instrução de Formosa, foi construído com objetivo de gerar algumas das variáveis utilizadas para modelagem de ocupação de mamíferos de médio e maior porte que serão descritas nos tópicos adiante; já o mapa de uso e cobertura do solo a partir da cena do satélite Landsat 8, foi construído com intuito de subsidiar a avaliação da conectividade funcional de remanescentes de Cerrado na região do DF e entorno.

2.2.1-Chaves de classificação

A construção da chave de classificação foi realizada a partir da análise das feições presentes na área de estudo. Tendo em vista que a imagem utilizada para interpretação é proveniente do sensor *Operational Land Imager/Thermal Infrared Sensor (OLI/TIRS)* a bordo do satélite Landsat 8, a chave obtida (Figuras 2 e 3) leva em consideração as resoluções espaciais e espectrais da imagem, seguindo os preceitos de Nunes & Roig (2015).

A divisão da chave de uso e cobertura ocorreu inicialmente entre vegetação e não vegetação. As classes de não vegetação seguem as seguintes definições:

-Corpos d'água: englobam corpos d'água naturais (lagos, lagoas e rios) e corpos d'água artificiais (Lago do Descoberto, Lago Paranoá, Lagoa Corumbá entre outras)

-Área Urbana: constituídas de cidades, estradas e outras agregados de obras antrópicas

-Solo exposto: áreas que no momento do imageamento não apresentavam vegetação, podendo ser uma área de pousio de agricultura ou áreas degradadas;

As classes de vegetação para cobertura vegetal nativa foi realizada conforme a classificação de Ribeiro & Walter (1998) abrangendo as seguintes categorias: Campo sujo (Formação Campestre), Cerrado Típico, Cerrado Denso, Vereda e Parque de Cerrado (Formações Savânicas), Mata de Galeria, Ciliar e Seca (Formações Florestais); para cobertura artificial foram consideradas agricultura e reflorestamento.

-Campo Sujo: tipo fisionômico exclusivamente arbustivo-herbáceo, com arbustos e subarbustos esparços cujas plantas são menos desenvolvidas que as árvores do Cerrado sentido restrito

-Cerrado Típico: é um subtipo de vegetação predominantemente arbóreo arbustivo, com cobertura arbórea de 20 a 50% e altura média de 3 a 6 metros

-Cerrado Denso: é um subtipo de vegetação predominantemente arbóreo, com cobertura de 50 a 70% e altura média de cinco a oito metros. Representa a forma mais densa e alta de Cerrado sentido restrito

-Mata de Galeria, Ciliar e Seca: Galeria e Ciliar caracterizadas por acompanharem os cursos d'água, sendo a mata de galeria caracterizada por ter dossel fechado; a mata seca não possui associação com cursos d'água e ocorre nos níveis de relevos que separam os fundos de vales

(interflúvios), em locais geralmente mais ricos em nutrientes. Apesar desta distinção, as três permaneceram juntas e agrupadas na categoria Mata

-Vegetação agropastoril: Para este classe não houve neste estágio a discriminação de sub-classes de atividade agropastoril, podendo agrupa loteamentos contendo agricultura irrigada e pivô central, ou mesmo atividade dos pequenos agricultores.

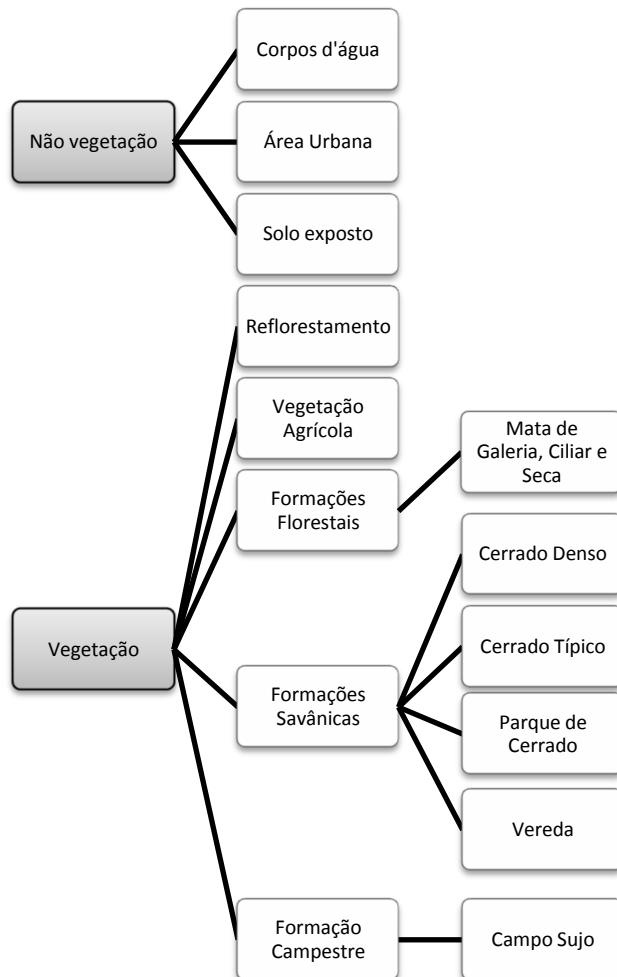


Figura 2: Chave de classificação para o Campo de Instrução de Formosa e para a cena

2.2.2-Classificação da imagem

O processo de classificação automático de uso e ocupação do solo tem evoluído rapidamente nos últimos anos onde uma das tendências é a incorporação de outras variáveis como forma, textura, e contexto espacial dos objetos juntamente com as já utilizadas resposta espectral (Lock & Kirchner, 1997). Para isso, são utilizadas técnicas como OBIA (*object-based image analysis*), que utilizam a segmentação de objetos, o conceito de lógica nebulosa e o conhecimento prévio do usuário na forma de árvore de decisão para hierarquizar as etapas de classificação dos segmentos (Hay & Castilla, 2006).

Vários softwares entre eles o Interimage (INTERIMAGE, 2010), o E-Cognition (ECOGNITION, 2011) e o ENVI (ENVI, 2008) utilizam esta técnicas. Em especial o software

ENVI, que foi utilizado neste trabalho, apresenta um módulo denominado ENVI *Feature extraction* (FX). Esse módulo é um classificador orientado ao objeto e baseado em conhecimento, utilizando regras e lógica nebulosa (fuzzy) para a extração das feições de imagens de satélite (ENVI, 2008).

O *workflow* ENVI FX apresenta cinco etapas: segmentação, fusão (merge), refinamento, computação de atributos e extração das feições por regras ou por classificação supervisionada. A extração por regras é realizada por meio da construção de um conjunto de regras para as feições visualizadas. Cada regra pode apresentar n atributos a serem definidos pelo usuário, sendo estes: atributos espaciais, atributos relacionados à textura e atributos espectrais, assim como *color space* (alocação do modelo RGB) e razão de bandas, que pode ser utilizado para geração de índices como o NDVI (do inglês, *Normalized Difference Vegetation Index*) (ENVI, 2008). Cada segmento da imagem apresenta diferentes valores de pertinência em relação aos atributos selecionados no software, de acordo com o conceito de lógica nebulosa que, ao contrário da lógica booleana, é utilizada para expressar conceitos inexatos. Valores de 0 a 1 são estabelecidos para os objetos, variando de um conjunto A (pertencentes) para um conjunto B (não pertencentes) e utilizando determinada função de pertinência (Zadeh, 1975). Dessa forma, é possível obter refinamento na classificação de cada objeto, visto que diferentes objetos podem possuir diferentes valores de pertinência para o mesmo atributo sem ser necessariamente da mesma classe temática.

A imagem do sensor OLI do Landsat 8 utilizada para a classificação foi a do dia 16/07/2014 (cena mais próxima do dia do início do levantamento). Foram feitas duas classificações, uma da imagem recortada somente para o Campo de Instrução de Formosa e a outra da cena inteira.

2.2.2.1-Classificação da área do Campo de Instrução de Formosa

A classificação da imagem do sensor OLI do Landsat 8 para o Campo de Instrução de Formosa foi realizada por meio do módulo ENVI FX, tendo como base a chave de classificação estabelecida anteriormente. O resultado desta classificação foi utilizado para a modelagem de ocupação dos mamíferos de médio e maior porte.

O fluxograma metodológico apresentado na Figura 3 abaixo descreve as etapas de classificação da imagem. Este é dividido em 4 etapas: 1ª - Correção atmosférica; 2ª Classificação por árvore de decisão; 3ª Pós-classificação - edição de polígonos e adição de classes; e 4ª análise da qualidade do classificador por meio do índice Kappa.

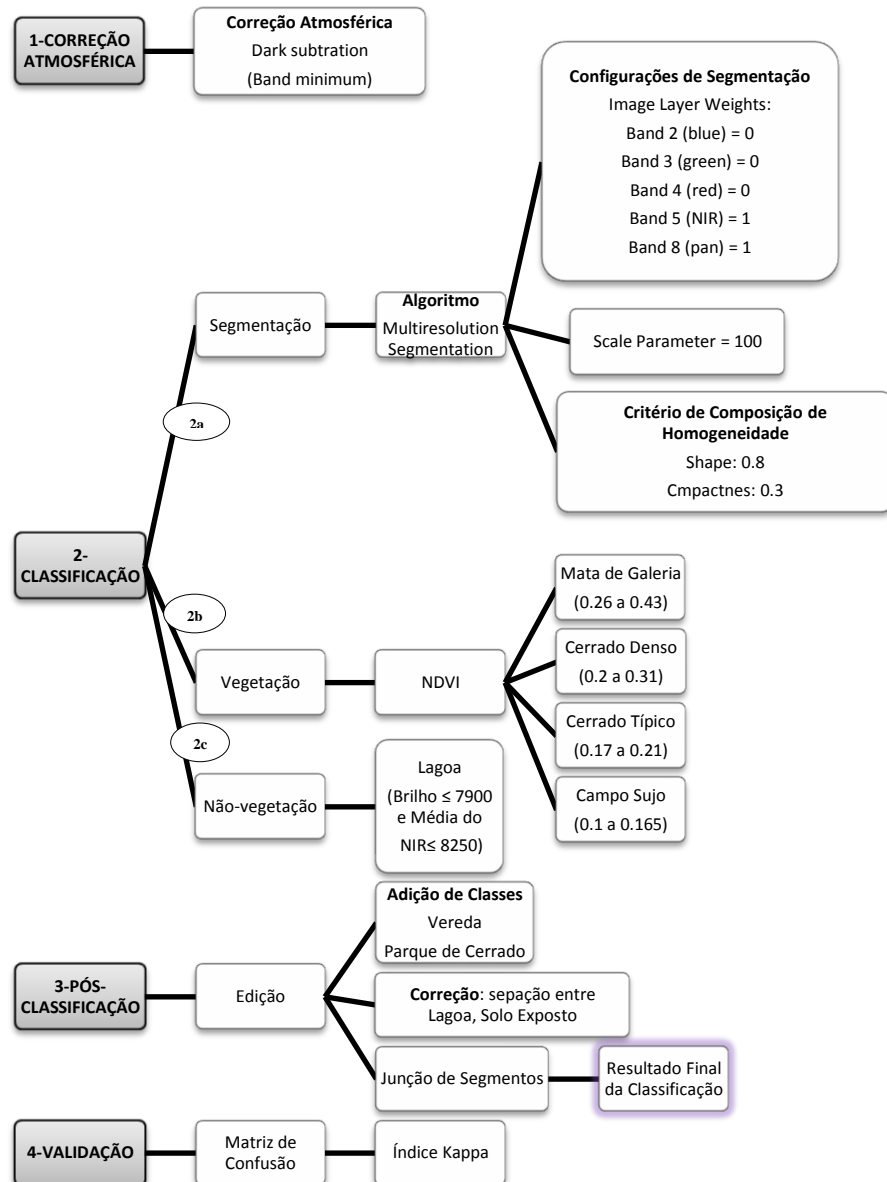


Figura 3: Fluxograma de classificação da imagem recortada para o Campo de Instrução de Formosa - GO

A etapa 1, Correção atmosférica, correspondeu à etapa de correção das degradações ou distorções que alteram radiometricamente a imagem causada pela atmosfera. Essas distorções podem causar dois efeitos contraditórios: adição de radiância extra ao sinal detectado pelo sensor e de atenuação da intensidade de energia que ilumina o alvo da superfície (Menezes *et al.*, 2012). A técnica *dark subtraction* ou *haze removal* é amplamente aceita e corrige essas distorções pelo limite inferior dos valores digitais do histograma de cada banda retirando os valores de brilho adicionados pelo espalhamento atmosférico que causam às imagens uma aparência desfocada ou de névoa (Menezes *et al.*, 2012).

A etapa 2, classificação, é dividida em 3 subetapas: segmentação, separação de vegetação e de não-vegetação. A etapa 2a correspondente à segmentação envolve os parâmetros para definição de objetos geográficos ou regiões de uma imagem (Moik, 1980) com o objetivo de decompor a imagem em partes para posterior análise (Shapiro & Stockman,

2001). Para realização desta segmentação foi utilizado o algoritmo *multiresolution segmentation* que é uma técnica que extrai objetos de uma imagem levando-se em consideração a escala (Baatz & Schäpe, 2000) cujos parâmetros estão descritos na Figura 3. A etapa 2b corresponde à separação das fitofisionomias do Cerrado de acordo com o Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) cujos valores limiares foram estipulados a partir da vegetação do próprio CIF para esta época de aquisição da imagem. Por último a etapa 2c corresponde à separação de classe de não vegetação, Lagoa, que foi obtida por meio de valores de brilho de todas as bandas em conjunto e média da reflectância da banda do Infravermelho próximo.

A etapa 3, pós-classificação constituiu na adição manual das classes Vereda e Parque de Cerrado, cujos valores de NDVI não foram capazes de separar por serem muito próximos das classes de Campo Sujo e Cerrado Típico respectivamente. Nesta etapa também foram adicionadas as classes de solo exposto cujas reflectâncias são muito parecidas com a de Lagoa. Por fim os segmentos de mesma classe foram agregados para formação de segmentos maiores ou polígonos.

A etapa 4, Validação, correspondeu a análise da qualidade do classificador por meio do índice Kappa.

2.2.2.2-Classificação da cena

A classificação da imagem utilizando a cena inteira, também realizada por meio do módulo ENVI FX, tendo como base a chave de classificação estabelecida, foi utilizada para a análise da conectividade funcional da paisagem. O fluxograma metodológico apresentado na Figura 4 abaixo descreve as etapas de classificação da imagem:

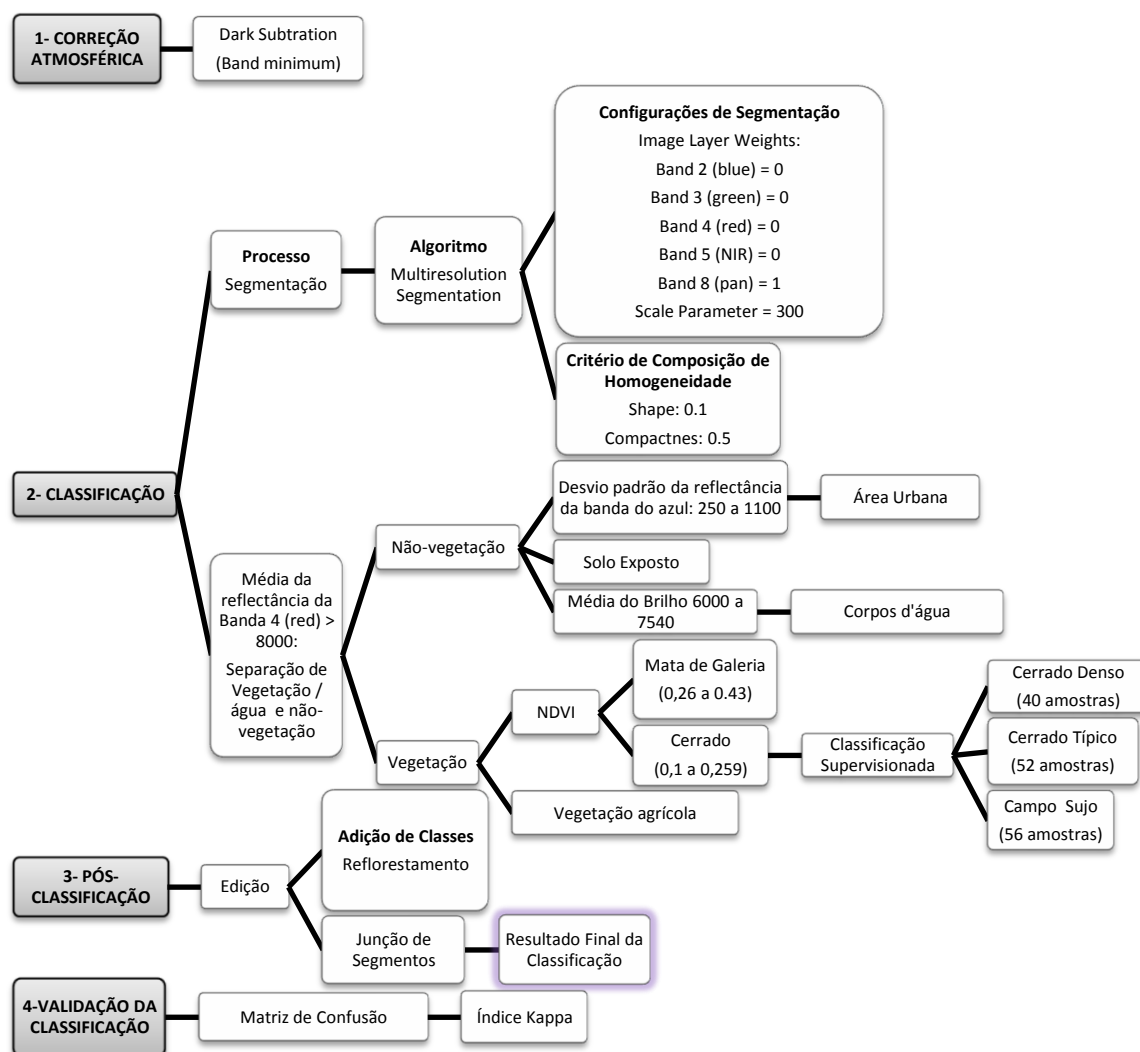


Figura 4: Fluxograma metodológico com as etapas de classificação da cena 221/071 do Landsat 8

As etapas de classificação foram semelhantes às etapas de classificação utilizada o Campo de Instrução de Formosa, no entanto com diferenças na etapa 2b e 2c de classificação e na etapa 3. A etapa 2b corresponde à separação de classes de não-vegetação, Área Urbana, Solo Exposto e Corpos d'água obtidos por meio do desvio-padrão da reflectância da banda do azul, para os dois primeiros e média do valor do brilho para todas as bandas para Corpos d'água. A etapa 2c corresponde à separação das classes de vegetação obtidas por meio do NDVI para Mata de Galeria e Cerrado, cujos limiares estão descritos na Figura 4 e para separação entre as classes de Cerrado foi utilizada a classificação supervisionada.

A etapa 3, pós-classificação constituiu na adição manual da classe Reflorestamento, cujos valores de NDVI foram muito próximos da classe de Mata de Galeria. Por fim os

segmentos de mesma classe foram agregados para formação de segmentos maiores ou polígonos.

2.2.4-Análises das classificações temáticas

A análise das classificações temáticas consistiu na validação por meio coeficiente Kappa (K) que avalia a precisão da classificação temática utilizando-se a seguinte equação:

$$K = \frac{n \sum_{i=1}^c x_{ii} - \sum_{i=1}^c x_{i+}x_{+i}}{n^2 - \sum_{i=1}^c x_{i+}x_{+i}} \quad \text{eq. 01}$$

Onde x_{ij} é o valor na linha i e coluna j , x_{i+} é a soma da linha i e x_{+i} é a soma da coluna i da matriz de confusão; n é o número total de amostras e c o número total de classes.

2.3-Geração das variáveis de habitat para modelagem de ocupação dos mamíferos de médio e maior porte no CIF

A partir da análise da literatura (Midlane *et al.*, 2014; Andresen *et al.*, 2014; Murdoch *et al.*, 2014; Poley, 2014; Ramesh & Downs, 2014, 2015) nas quais foram extraídas as variáveis mais utilizadas neste processo e das características da área foram selecionadas as variáveis viáveis e possíveis de serem utilizadas, as quais são: distância de mata de galeria, distância de estradas, distância de rios, lagoas e vereda, distância das áreas de impacto de foguetes, declividade, proporção de tipos de fitofisionomias do Cerrado contidas num raio de 1km, índice de Shannon (McGarigal, 2014), densidade de árvores, densidade de arbustos índice diferenciado de queimada por razão normalizada (Roy *et al.*, 2006) e índice de regeneração da vegetação (Riaño *et al.*, 2002). Foram obtidas para cada armadilha fotográfica e utilizados o mapa de cobertura vegetal do CIF, estradas e dados de altitude do SRTM.

O índice de diferenciado de queimada por razão normalizada e o índice de regeneração da vegetação calculadas a partir de matemática de bandas realizadas no software ENVI v5.0 (ESRI, 2008) e as demais obtidas por meio das ferramentas disponíveis no software ArcGIS v10.1 (ESRI, 2008) cujos procedimentos serão descritos a seguir.

2.3.1-Variáveis de Distâncias

As variáveis de distâncias foram calculadas por meio da distância euclidiana (Figura 4), em unidades do mapa, ao recurso mais próximo (ESRI, 2008).

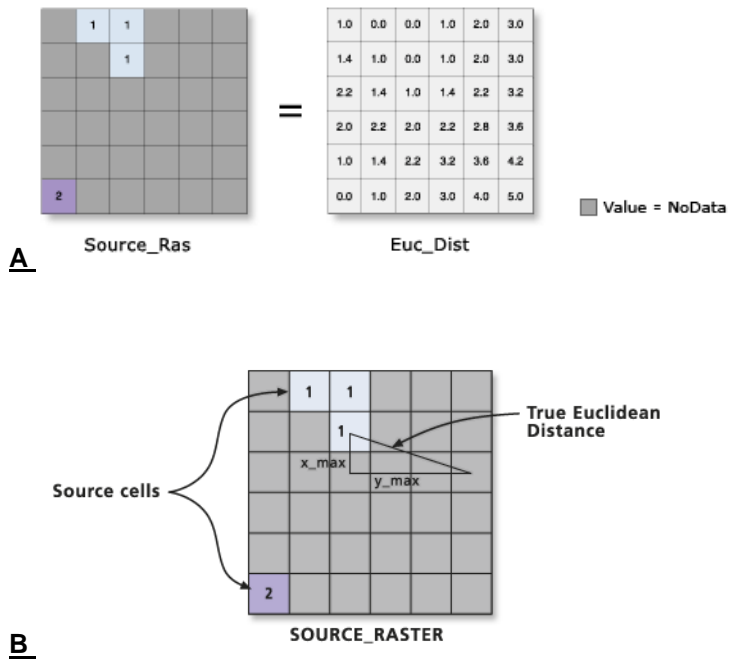


Figura 5: Ilustração do processo de cálculo de distância euclidiana (A e B) para as variáveis Distância de Mata, Distância de Rios, Lagoas e Vereda e Distância de Área de Impacto de Foguetes. Fonte: Help ArcGIS (ESRI, 2014)

2.3.2-Variável Declividade

A variável de declividade foi calculada utilizando-se a altimetria do modelo de superfície do SRTM (folha 15s48, Topodata – INPE) a partir da qual é calculado o gradiente ou taxa de máxima mudança no valor z para cada célula de uma superfície matricial em relação aos seus 8 vizinhos (ESRI, 2008).

As formulações matemáticas utilizadas no ArcGIS para o cálculo da declividade é apresentado a seguir:

$$Decliv. em Radianos = \text{atan} \left(\sqrt{\left(\frac{dz}{dx}\right)^2 + \left(\frac{dz}{dy}\right)^2} \right) \quad \text{eq. 02}$$

$$Decliv. em Graus = \text{atan} \left(\sqrt{\left(\frac{dz}{dx}\right)^2 + \left(\frac{dz}{dy}\right)^2} \right) \times 57,29578 \quad \text{eq. 03}$$

a	b	c
d	e	f
g	h	i

Deste modo a taxa de mudança no sentido de x para a célula 'e' é calculado com o algoritmo:

$$\left[\frac{dz}{dx}\right] = \left(\frac{(c + 2f + i) - (a + 2d + g)}{8 \times \text{tamanho da célula}}\right) \quad \text{eq.04}$$

Enquanto que a taxa de mudança no sentido de y para a célula 'e' é calculado com o algoritmo:

$$\left[\frac{dz}{dy}\right] = \left(\frac{(g + 2h + i) - (a + 2b + c)}{8 \times \text{tamanho da célula}}\right) \quad \text{eq. 05}$$

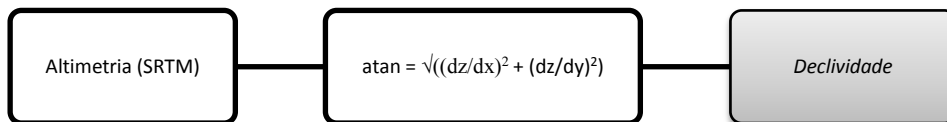


Figura 6: Obtenção da variável Declividade

2.5.3-Variável Proporção de tipos de fitofisionomias do Cerrado contidas num raio de 1km

Foram obtidas por meio da integração entre as armadilhas fotográficas e o mapa de cobertura vegetal. A descrição da obtenção desta variável está indicada na Figura 6 a seguir:

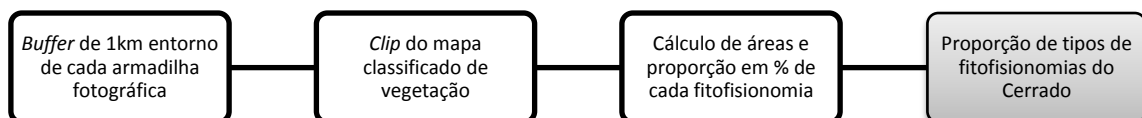


Figura 7: Obtenção da variável Proporção de tipos de fitofisionomias do Cerrado contidas num raio de 1km

2.5.4-Variável Índice de Diversidade de Shannon (SHDI)

O índice de diversidade de Shannon (SHDI) é uma medida da diversidade ou heterogeneidade utilizada em ecologia de comunidades, mas neste estudo aplicado a paisagens (McGarigal, 2014). Esse índice varia de 0 a $+\infty$, onde 0 indica que a paisagem contém um tipo de fragmento, ou seja, nenhuma diversidade; e valores maiores que 0 indicam

que a paisagem possuem diferentes tipos de fragmentos. A partir da proporção de tipos de fitofisionomias do Cerrado contidas num raio de 1km o índice de Shannon foi calculado pela seguinte equação:

$$SHDI = - \sum_{i=1}^m (P_i \times \ln P_i) \quad \text{eq. 06}$$

Onde: P_i , a proporção de paisagem ocupada por cada pelo tipo de fragmento (classe) i .

2.5.5-Variáveis Densidade de árvores e Densidade de arbustos

Esta variável foi obtida em campo por meio do cálculo da densidade de árvores em torno de cada armadilha fotográfica numa área de 200m². Foram feitas 4 parcelas de 50 m² medidas utilizando-se trenas de 50m e contadas manualmente a quantidade de árvores e arbustos. Foram consideradas árvores os indivíduos com CAP > 5cm. O cálculo da densidade de árvores e arbustos foi obtida por meio da seguinte equação:

$$DensArv = \frac{\text{quantidade de árvores } (n)}{\text{área } (ha)} \quad \text{eq. 07}$$

$$DensArb = \frac{\text{quantidade de arbustos } (n)}{\text{área } (ha)} \quad \text{eq. 08}$$

Onde DensArv, a densidade de árvores; DensArb , a densidade de arbustos.

2.5.6-Variável Índice diferenciado de queimada por razão normalizada (dNBR)

O índice diferenciado de queimada por razão normalizada ou índice de severidade de queimada (dNBR) foi obtido devido a um incêndio ocorrido no CIF cuja extensão foi de aproximadamente 23.850ha, representando 20,38%. Na literatura de ecologia do fogo a severidade de queimada é definida como um efeito do fogo no ecossistema (Agee, 1993; Sugihara *et al.*, 2006). Geralmente a severidade de queimada é mapeada em categorias tais como baixa, moderada e alta representando a soma de efeitos em todos os estratos de vegetação no ecossistema (DeBano *et al.*, 1998). Em paisagens heterogêneas, o grau de severidade não é dependente da quantidade de vegetação presente antes do incêndio, mas sim da porcentagem de vegetação que foi afetada, tornando a severidade uma medida relativa (Roy *et al.*, 2006). Com esse índice é possível isolar as áreas que sofreram mudanças provocadas por fogo, sendo possível gerar um índice contínuo, partindo das áreas não queimadas em direção às mais severas. (Teobaldo & Baptista, 2013).

O cálculo deste índice se deu de acordo com o protocolo desenvolvido em Roy *et al* (2006), Miller & Thode (2007) e Teobaldo & Baptista (2013) de acordo com a seguinte equação:

$$dNBR \text{ ou } \Delta NBR = NBR_{pré-fogo} - NBR_{pós-fogo} \quad \text{eq. 09}$$

Sendo que NBR:

$$NBR = \frac{(NIR - SWIR2)}{(NIR + SWIR2)} \quad \text{eq. 10}$$

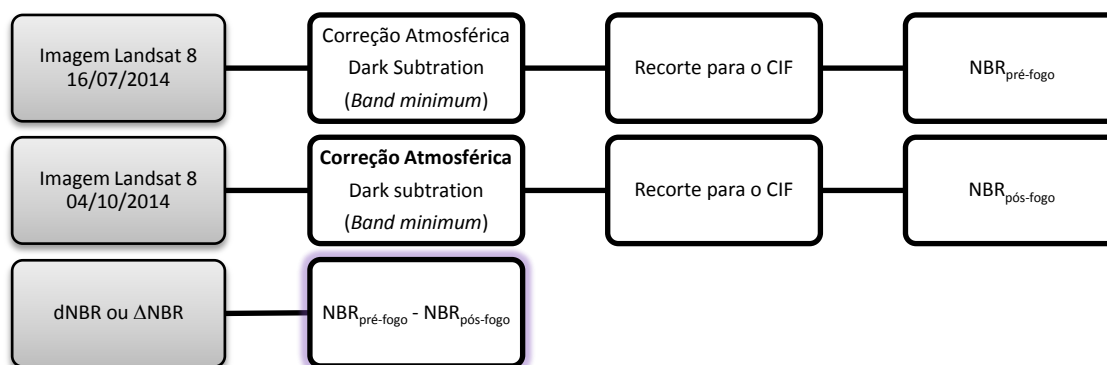


Figura 8: Fluxograma metodológico do cálculo do índice diferenciado de queimada por razão normalizada

2.5.7-Variável Índice de Regeneração (RI)

O índice de regeneração (RI) foi obtido em resposta ao incêndio, uma vez que foi observada em campo uma maior quantidade de visualizações de mamíferos devido a rebrota da vegetação e aumento da disponibilidade de alimento. Diversos estudos de sensoriamento remoto têm abordado a recuperação da vegetação após o fogo (Riaño *et al.*, 2002) sendo que o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) é a ferramenta mais amplamente usada (Lulla & Mausel, 1990; Fiorella & Ripple, 1993; Pereira *et al.*, 2009). Outros índices foram testados incluindo a diferença normalizada entre as bandas do Landsat Thematic Mapper TM4 e TM5 (Marchetti, 1995; Ricotta, & Volpe, 1995), Índice estrutural (razão entre TM4 e TM5) (Fiorella & Ripple, 1993; Kushla & Ripple, 1998), Índice de Vegetação ajustado ao Solo (SAVI; Henry & Hope, 1998) e a transformação por *Tasseled Cap* (Fiorella & Ripple, 1993; Kushla & Ripple, 1998). O índice de regeneração surgiu como uma alternativa considerando o uso de um local controlado, ou seja, que não houve queimada durante um longo período de tempo (Dias-Delgado *et al.*, 1998). O critério destes locais inclui condições ambientais e de vegetação similares e idealmente localizados próximos a locais queimados (Dias-Delgado *et al.*, 1998).

Esse índice é calculado pela seguinte equação:

$$RI = \frac{VI_{fogo}}{VI_{controle}} \quad \text{eq. 11}$$

Onde VI_{fogo} é uma medida do vigor da vegetação (NDVI) de um local com registro de incêndio e $VI_{controle}$ é o vigor da vegetação do local controle. O RI é adimensional e varia entre $0 < RI \leq 1$, em que valores 1 indicam 100% de recobertura, ou seja um local completamente regenerado.

Para o cálculo deste índice para o CIF, foi assumido o próprio CIF como controle por 3 motivos: o último incêndio de mesma proporção ao registrado em 2014 foi em 2010, o grau resiliência característica do bioma Cerrado para esta área por ser muito extensa e com alto grau de preservação e ainda, a inexistência de áreas próximas de Cerrado, com as mesmas características, que não sofreram com queimadas num período superior a 4 anos. Foi utilizado o protocolo desenvolvido em Riaño *et al* (2002) e Lhermitte *et al* (2011) para o cálculo do índice. As etapas do cálculo do RI estão descritas no fluxograma representado na Figura 8.

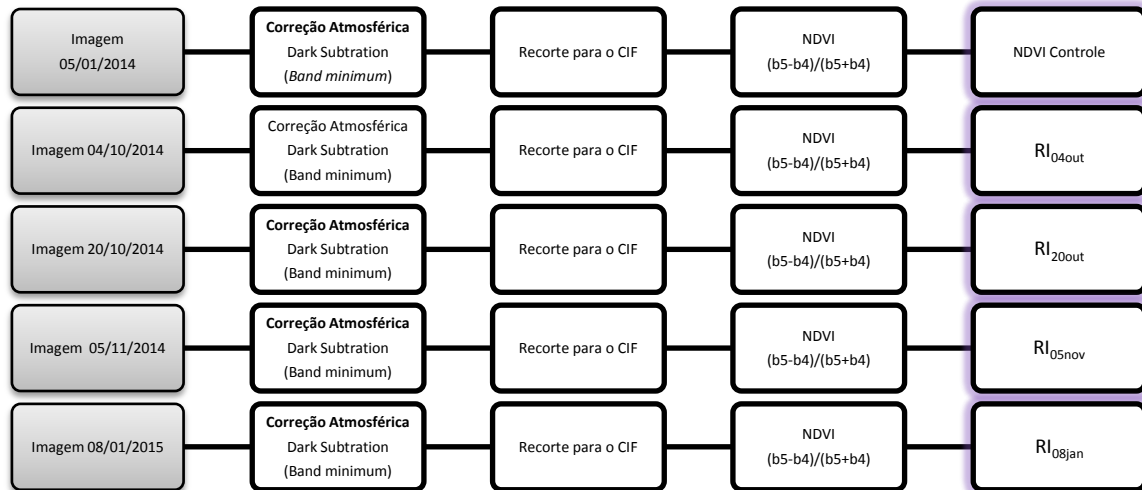


Figura 9: Fluxograma metodológico do cálculo do Índice de Regeneração da vegetação para o CIF

3-Resultados

3.1-Classificação Temática do CIF

A partir da classificação da vegetação do CIF foram identificadas 9 classes: Mata de Galeria, Cerrado Denso, Cerrado Típico, Campo Sujo, Vereda, Parque de Cerrado, Solo Exposto, Lagoa e Área Edificada (Figura 10).

A classe predominante na reserva é Cerrado Típico com 44,11% seguido de Campo sujo com 26,54% como demonstrado na Figura 9.

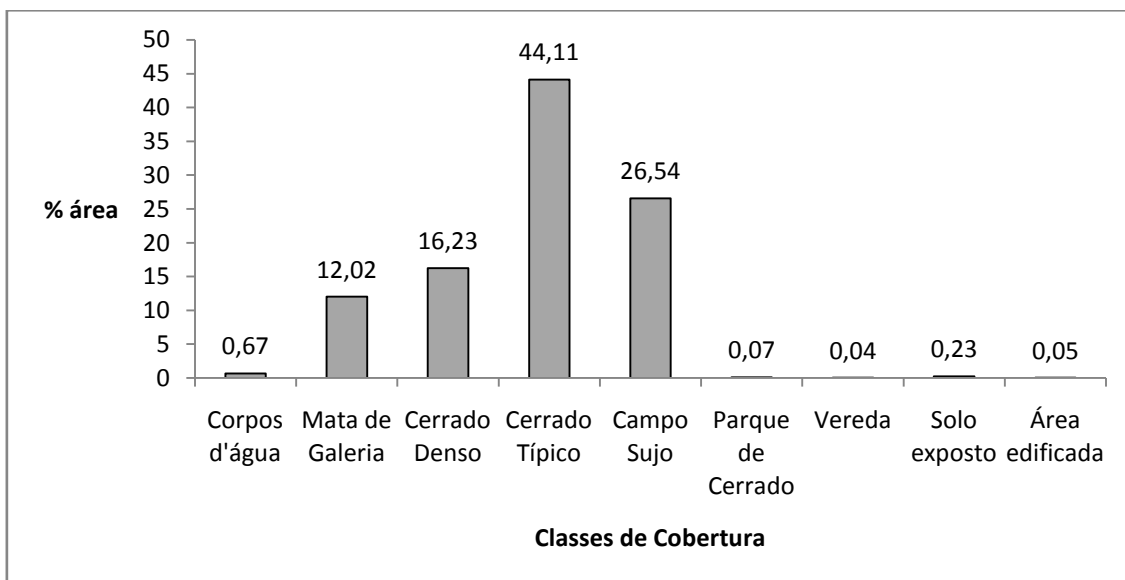


Figura 10: Porcentagem das classes de cobertura no Campo de Instrução do Exército

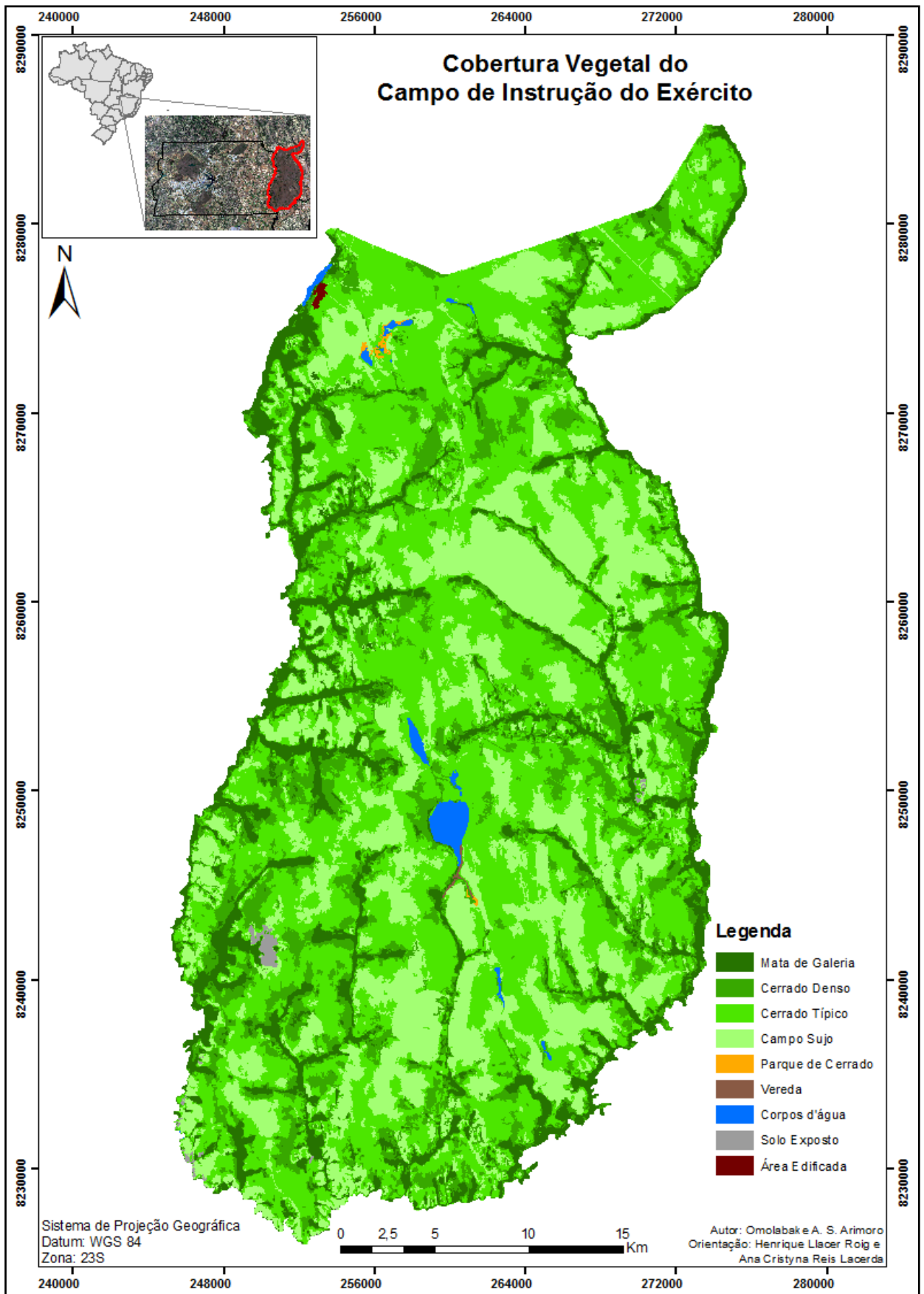


Figura 11: Resultado da classificação temática da vegetação do Campo de Instrução do Exército

Com o objetivo de avaliar a acurácia da classificação, foi utilizado 96 pontos de campo para a validação (Figura 12) por meio do uso do índice Kappa. A partir da tabulação cruzada (matriz de confusão) entre os dados da verdade de campo e a classificação apresentada na Tabela 2, obteve-se um índice Kappa igual a 0,7263.

Como pode ser observado nesta tabela as maiores confusões ocorreram com Cerrado Típico e Campo Sujo que na realidade correspondem a vegetação de transição entre os seus vizinhos o que dificulta a sua interpretação mesmo visual, se não houver uma análise de campo como, por exemplo, contagem de árvores e arbustos.

Tabela 2: Matriz de confusão para a classificação temática do Campo de Instrução do Exército

Classificação	Verdade								
	Mata de Galeria	Cerrado Denso	Cerrado Típico	Campo Sujo	Campo Limpo	Vereda	Parque de Cerrado	Lagoa	Total verdade
Mata de Galeria	9	3	0	0	0	0	0	0	12
Cerrado Denso	1	7	0	0	0	0	0	0	8
Cerrado Típico	0	5	27	6	0	0	0	0	38
Campo Sujo	0	0	4	24	0	0	0	0	29
Campo Limpo	0	0	0	3	2	0	0	0	5
Vereda	0	0	1	0	0	1	0	0	2
Parque de Cerrado	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Lagoa	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Total Classificação	10	15	33	33	2	1	1	1	96

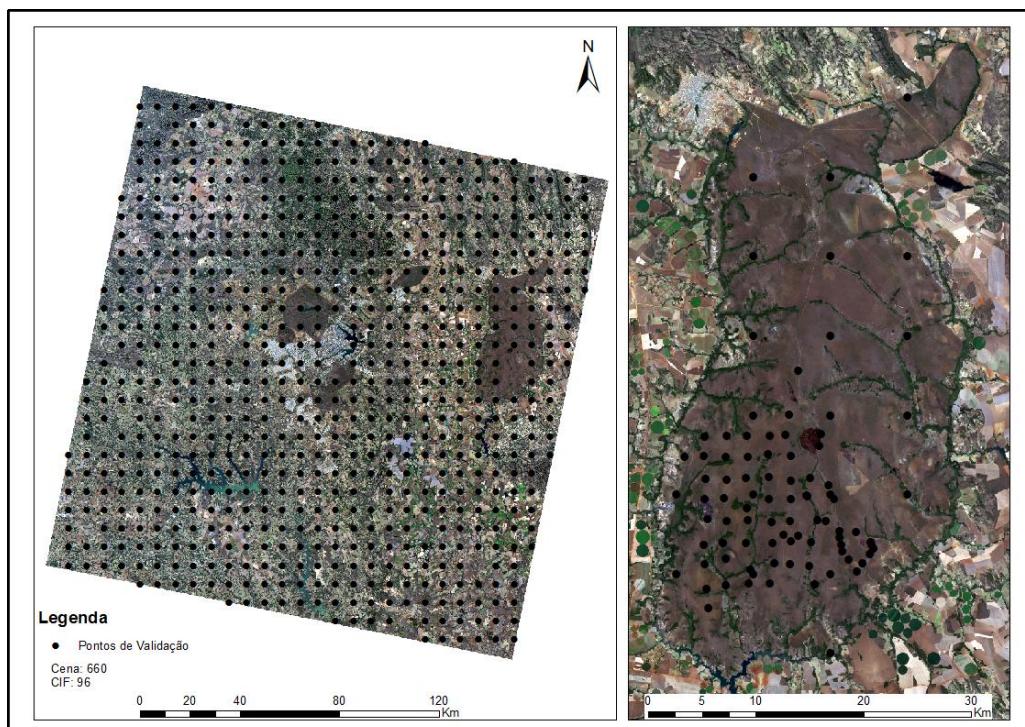


Figura 12: Pontos de Validação para cena e para o CIF

3.2-Classificação Temática da Cena

A partir da classificação da vegetação do CIF foram identificadas 9 classes: Mata de Galeria, Cerrado Denso, Cerrado Típico, Campo Sujo, Agricultura, Reflorestamento, Vegetação Urbana, Solo Exposto e Corpos d'água (Figura 13).

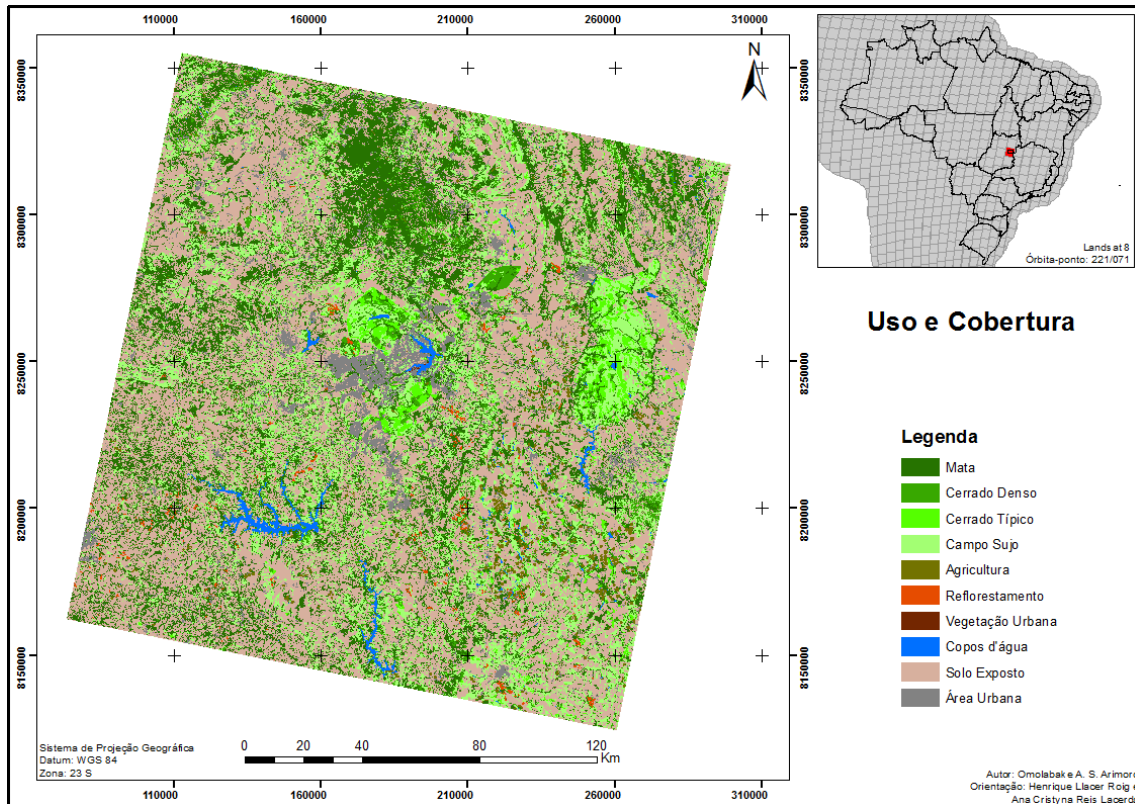


Figura 13: Resultado da classificação temática de Uso e Cobertura da cena 221/071 do Landsat8

O resultado da classificação automática com 660 pontos de validação (Figura 11) gerou um índice Kappa igual a 0,6206 como pode ser observado na matriz de confusão representada na Tabela 3. Os pontos de validação foram obtidos fazendo-se uma grade regular de 30x30 na imagem e validados por meio do *Google Earth* desde que as imagens disponíveis fossem datadas no mínimo até 2013 e com algumas validações em campo.

Tabela 3: Matriz de confusão para a classificação temática da cena 221/071 do Landsat 8

	Verdade										Total verdade
	Mata de Galeria	Cerrado Denso	Cerrado Típico	Campo Sujo	Solo Exposto	Área Urbana	Agricultura	Lagoa	Reflorestamento	Vegetação Urbana	
Mata de Galeria	82	16	0	14	10	1	1	0	0	0	124
Cerrado Denso	22	5	1	8	4	1	1	0	0	0	42
Cerrado Típico	20	14	32	28	13	2	0	0	0	0	109
Campo Sujo	3	3	2	10	14	1	0	0	0	0	33
Solo Exposto	0	0	0	17	151	16	0	0	0	0	184
Área Urbana	0	0	0	1	4	15	1	0	0	0	21
Agricultura	0	0	0	0	0	0	127	0	0	0	127
Lagoa	0	1	0	0	0	0	1	6	0	0	8
Reflorestamento	3	0	0	0	1	1	0	0	3	0	8
Vegetação Urbana	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	4
Total Classificação	130	39	35	78	197	39	131	6	3	2	660

3.3-Geração das variáveis de habitat para modelagem de ocupação dos mamíferos de médio e maior porte no CIF

3.3.1-Variáveis de distância

As variáveis Distância de Mata de Galeria, Distância de Área de Impacto, Distância de Rios, Lagoas e Vereda e Distância de Estradas estão representadas na Figura 13:

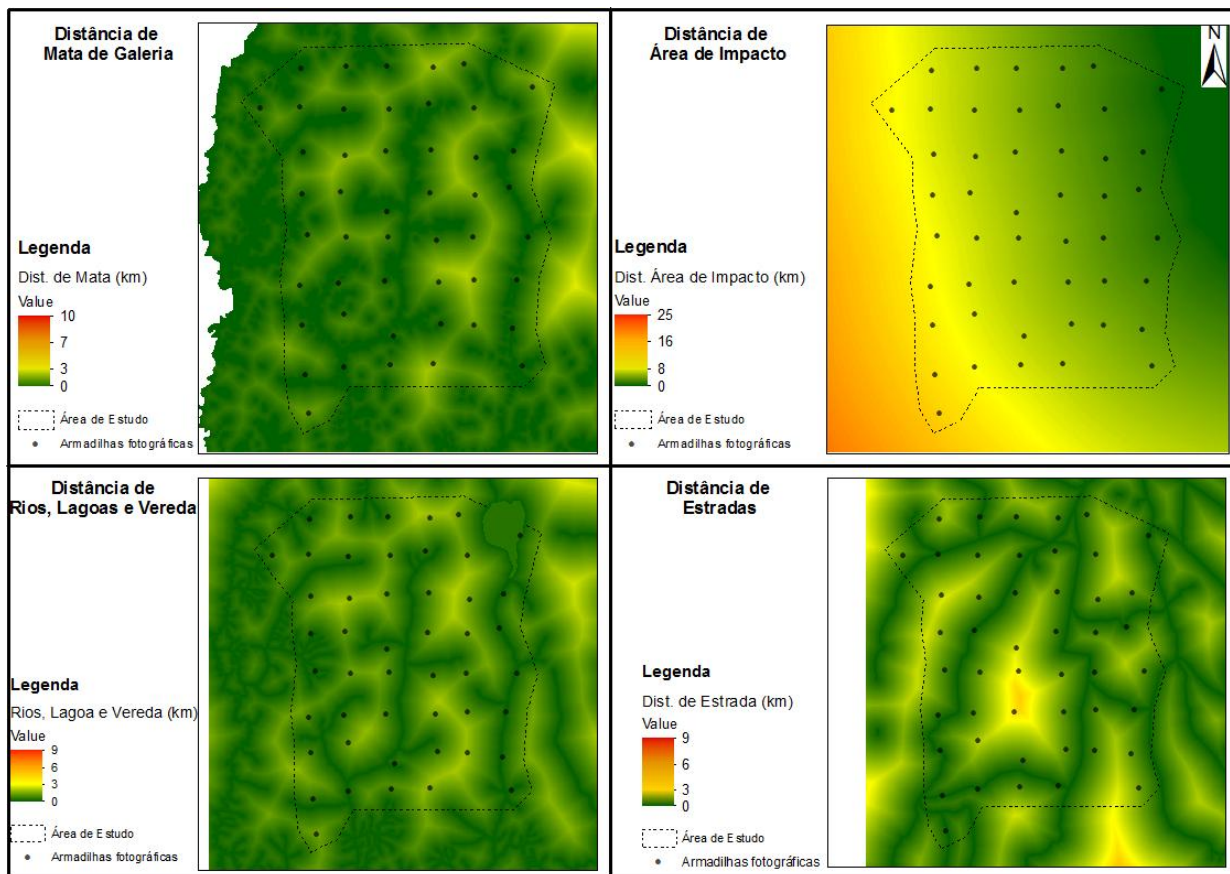


Figura 14: Variáveis de Distância de Mata de Galeria, Distância de Área de Impacto, Distância de Rios Lagoas e Vereda e Distância de Estradas

3.3.2-Variável Declividade

A variável declividade está representada na Figura 14. Observa-se que os locais com maior declividade são aqueles próximos às Matas de Galeira e drenagens.

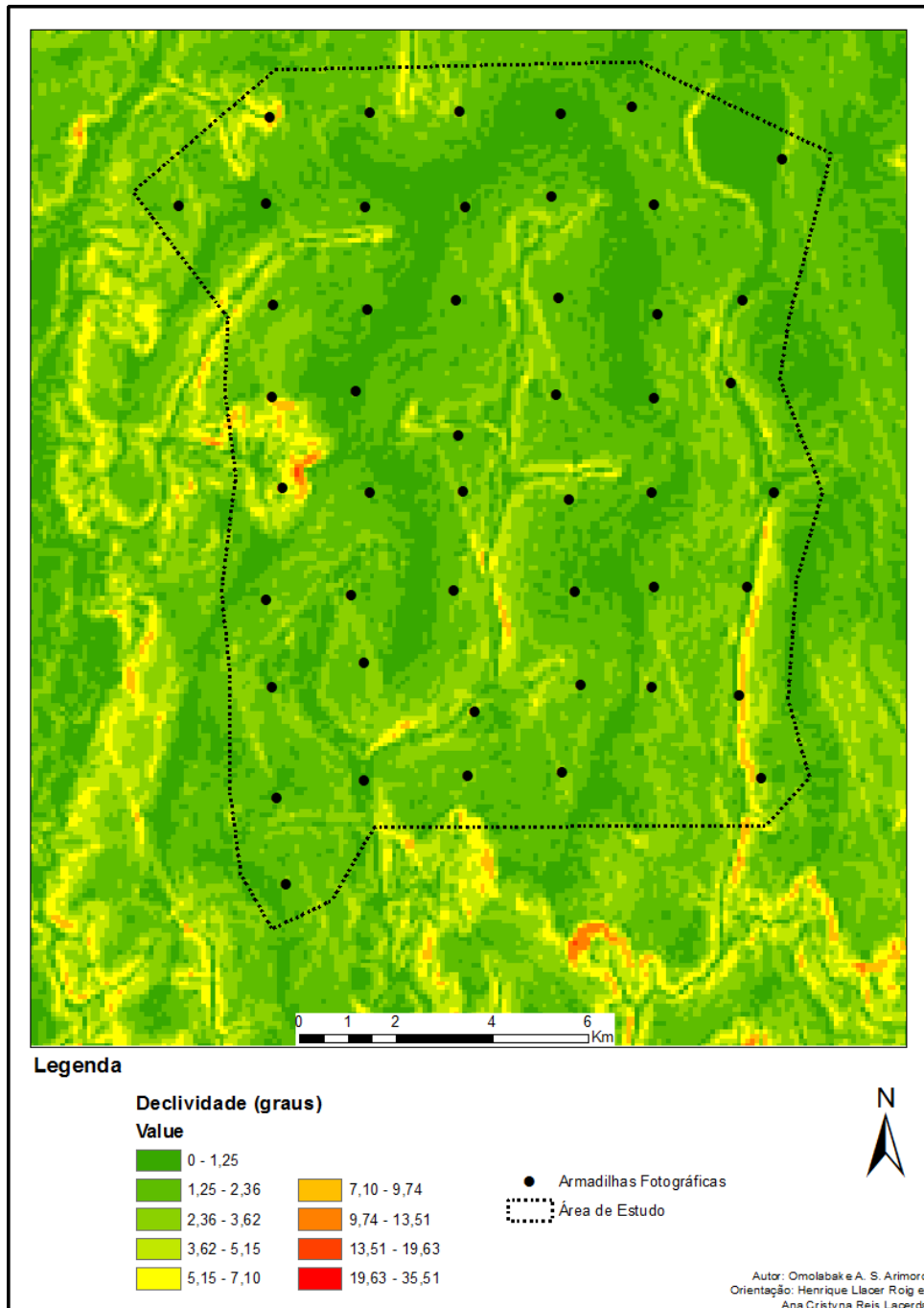


Figura 15: Variável declividade para a área de estudo

3.3.4-Variável Proporção de tipos de fitofisionomias do Cerrado contidas num raio de 1km

A proporção de tipos de fitofisionomias do Cerrado está descrita na Tabela 4 a seguir:

Tabela 4: Proporção (%) de tipos de fitofisionomias do Cerrado contidas num raio de 1km entorno de cada armadilha fotográfica

Câmera	Lagoa	Campo Sujo	Cerrado Denso	Cerrado típico	Mata de Galeria	Parque de Cerrado	Solo exposto	Vereda
CAM01	0,0	65,7	6,5	27,8	0,0	0,0	0,0	0,0
CAM02	0,0	23,2	16,7	46,1	14,0	0,0	0,0	0,0
CAM03	0,0	6,6	30,8	34,9	27,7	0,0	0,0	0,0
CAM04	0,0	40,8	19,2	39,0	1,0	0,0	0,0	0,0
CAM05	0,0	61,0	4,9	34,1	0,0	0,0	0,0	0,0
CAM07	0,0	23,9	20,1	32,4	23,6	0,0	0,0	0,0
CAM08	0,0	8,6	31,0	32,8	27,7	0,0	0,0	0,0
CAM09	0,0	60,0	3,2	36,9	0,0	0,0	0,0	0,0
CAM10	0,0	25,6	21,7	31,9	20,8	0,0	0,0	0,0
CAM11	0,0	40,2	31,6	23,3	4,8	0,0	0,0	0,0
CAM12	0,0	95,9	0,2	3,9	0,0	0,0	0,0	0,0
CAM13	0,0	68,2	13,9	12,4	5,5	0,0	0,0	0,0
CAM14	0,0	2,2	28,1	62,3	7,4	0,0	0,0	0,0
CAM15	0,0	2,8	45,9	26,3	24,6	0,0	0,0	0,0
CAM16	0,0	1,8	23,2	58,2	16,8	0,0	0,0	0,0
CAM17	0,0	42,5	31,5	18,4	7,6	0,0	0,0	0,0
CAM18	0,0	94,4	1,0	4,7	0,0	0,0	0,0	0,0
CAM19	0,0	51,9	21,3	18,5	8,3	0,0	0,0	0,0
CAM20	0,0	21,0	8,6	29,5	10,5	0,0	30,3	0,0
CAM21	0,0	0,0	29,3	70,5	0,3	0,0	0,0	0,0
CAM22	0,0	0,3	25,3	63,2	11,2	0,0	0,0	0,0
CAM23	0,0	19,9	12,4	53,4	14,4	0,0	0,0	0,0
CAM24	0,0	52,9	9,9	33,5	3,7	0,0	0,0	0,0

Tabela 4: (Cont.)

Câmera	Lagoa	Campo Sujo	Cerrado Denso	Cerrado típico	Mata de Galeria	Parque de Cerrado	Solo exposto	Vereda
CAM25	0,0	38,1	6,9	38,1	16,8	0,0	0,0	0,0
CAM26	0,0	20,5	20,9	30,6	1,3	0,0	26,7	0,0
CAM27	0,0	18,7	23,1	56,5	1,6	0,0	0,0	0,0
CAM28	0,0	1,6	33,0	38,2	27,2	0,0	0,0	0,0
CAM29	0,0	10,6	9,1	73,1	7,3	0,0	0,0	0,0
CAM30	0,0	22,7	4,8	72,5	0,0	0,0	0,0	0,0
CAM31	0,0	35,6	19,7	32,7	12,0	0,0	0,0	0,0
CAM34	0,0	30,0	3,4	66,6	0,0	0,0	0,0	0,0
CAM35	0,0	27,3	28,0	40,8	3,9	0,0	0,0	0,0
CAM36	0,0	49,1	8,2	34,9	7,7	0,0	0,0	0,0
CAM37	0,0	34,4	4,8	56,0	4,8	0,0	0,0	0,0
CAM38	0,0	31,9	16,9	28,1	14,1	0,5	0,0	8,6
CAM40	0,0	3,2	12,1	73,3	11,4	0,0	0,0	0,0
CAM41	0,0	23,8	10,3	46,4	19,5	0,0	0,0	0,0
CAM42	0,0	19,4	1,1	76,8	2,7	0,0	0,0	0,0
CAM43	0,0	47,0	15,9	24,2	12,8	0,0	0,0	0,0
CAM44	0,0	41,6	8,3	49,1	1,1	0,0	0,0	0,0
CAM45	46,1	1,5	1,3	49,7	0,0	0,0	0,0	1,5
CAM46	0,0	1,5	25,7	45,9	26,9	0,0	0,0	0,0
CAM47	0,0	14,7	22,0	56,4	6,9	0,0	0,0	0,0
CAM48	0,0	25,3	23,7	41,1	9,9	0,0	0,0	0,0
CAM49	0,0	46,7	0,0	53,3	0,0	0,0	0,0	0,0
CAM50	0,0	24,9	26,7	47,6	0,9	0,0	0,0	0,0

3.3.5-Variável Índice de Diversidade de Shannon (SHDI)

O índice de diversidade de Shannon está descrito na Tabela 5 a seguir. Observa-se que a câmera 38 é que possui maior diversidade de fitofisionomias proporcionalmente possuindo Campo Sujo, Cerrado Denso, Cerrado Típico, Mata de Galeria e Vereda (Tabelas 4 e 5). A câmera com menor diversidade de fitofisionomias proporcionalmente é a 12, em que mais de 95% da área ao redor é constituída por Campo Sujo (Tabelas 4 e 5).

Tabela 5: Valores do Índice de Shannon para cada armadilha fotográfica

Câmera	Índice de Shannon	Câmera	Índice de Shannon
CAM01	0,810	CAM25	1,220
CAM02	1,270	CAM26	1,422
CAM03	1,265	CAM27	1,041
CAM04	1,096	CAM28	1,153
CAM05	0,816	CAM29	0,876
CAM07	1,371	CAM30	0,715
CAM08	1,295	CAM31	1,307
CAM09	0,783	CAM34	0,746
CAM10	1,371	CAM35	1,203
CAM11	1,216	CAM36	1,120
CAM12	0,178	CAM37	0,984
CAM13	0,955	CAM38	1,534
CAM14	0,927	CAM40	0,841
CAM15	1,176	CAM41	1,251
CAM16	1,027	CAM42	0,668
CAM17	1,522	CAM43	1,254
CAM18	0,243	CAM44	0,970
CAM19	1,189	CAM45	0,885
CAM20	1,498	CAM46	1,123
CAM21	0,622	CAM47	1,123
CAM22	0,900	CAM48	1,283
CAM23	1,194	CAM49	0,691
CAM24	1,054	CAM50	1,094

3.3.6-Variáveis Densidade de árvores e Densidade de arbustos

As densidades de árvores e arbustos estão descritas na Tabela 6 a seguir:

Tabela 6: Média das densidades de árvores e arbustos em torno de cada armadilha fotográfica

Câmera	Média das densidades de Árvores	Média das densidades de Arbustos	Câmera	Média das densidades de Árvores	Média das densidades de Arbustos
CAM01	0,02	0,365	CAM25	0,195	0,755
CAM02	0,155	1,355	CAM26	0,005	0,11
CAM03	0,175	0,54	CAM27	0,06	0,545
CAM04	0,08	0,57	CAM28	0,1	0,775
CAM05	0,09	0,225	CAM29	0,05	0,415
CAM07	0,085	0,915	CAM30	0,01	0,225
CAM08	0,02	0,19	CAM31	0,13	0,38
CAM09	0,065	0,465	CAM34	0,105	0,44
CAM10	0,01	0,12	CAM35	0,03	0,485
CAM11	0,095	0,845	CAM36	0,045	0,26
CAM12	0,005	0,41	CAM37	0,135	0,39
CAM13	0,01	0,24	CAM38	0	0,275
CAM14	0,095	0,455	CAM40	0,095	0,375
CAM15	0,11	0,41	CAM41	0,09	0,43
CAM16	0,045	0,625	CAM42	0,095	0,695
CAM17	0,08	0,365	CAM43	0,08	0,515
CAM18	0,015	0,26	CAM44	0,04	0,335
CAM19	0,165	0,705	CAM45	0,015	0,3
CAM20	0	0	CAM46	0,21	1,03
CAM21	0,105	0,585	CAM47	0,095	0,495
CAM22	0,115	0,845	CAM48	0,09	0,61
CAM23	0,225	0,685	CAM49	0,12	0,515
CAM24	0	0,29	CAM50	0,125	0,295

3.3.7-Variável Índice diferenciado de queimada por razão normalizada (dNBR)

A variável índice diferenciado de queimada por razão normalizada está representada na **Figura 16** a seguir. Observa-se que a extensão do incêndio na área de estudo foi de aproximadamente 6.906,15ha representando 35,69%. Áreas com baixa severidade foram aquelas em que a fitofisionomia predominante é Campo Sujo e Cerrado Típico e áreas com severidade moderada foram aquelas representadas pela fitofisionomia Cerrado Denso e borda de Mata de Galeria.

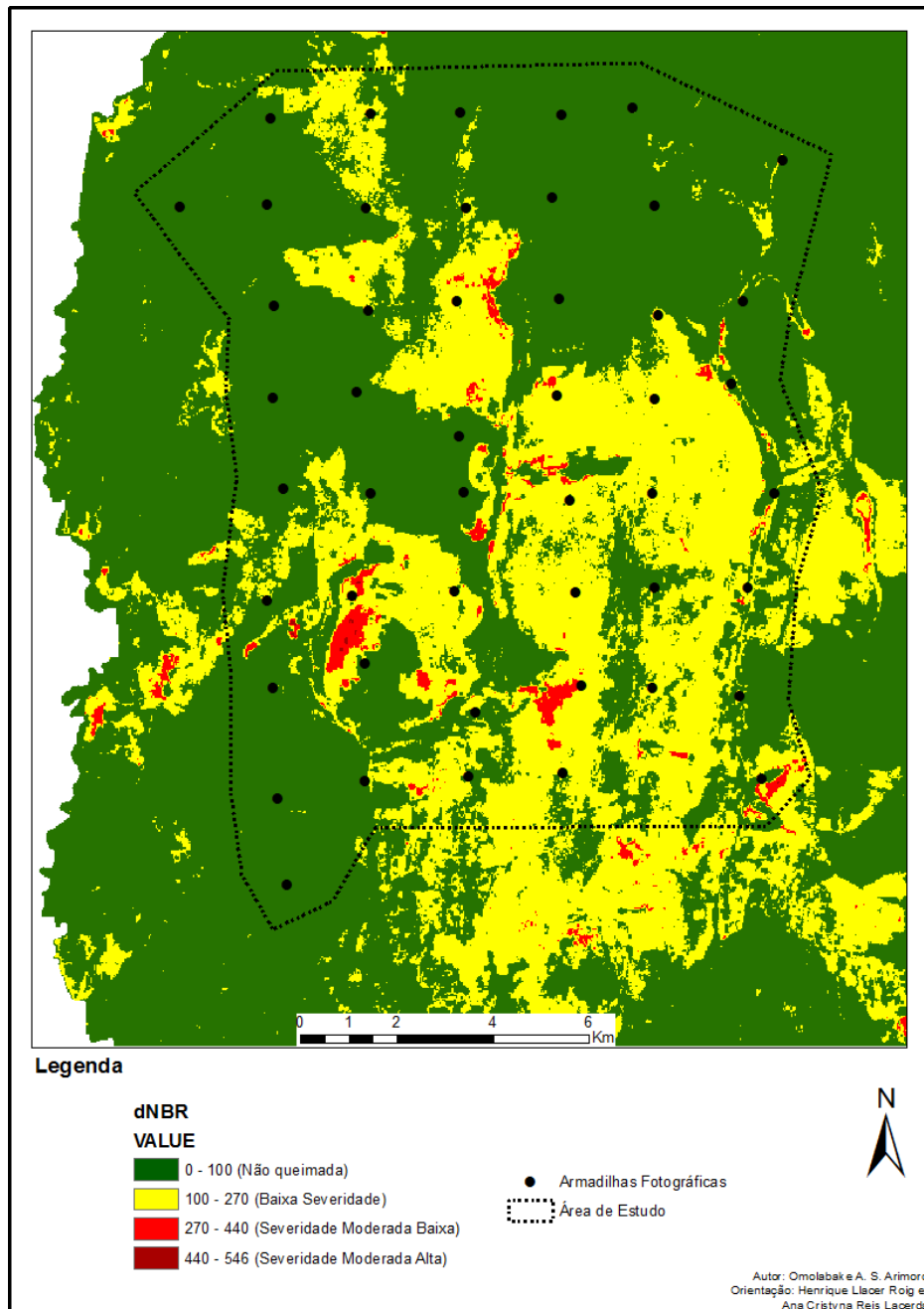


Figura 16: Índice de queimada por razão normalizada na área de estudo

3.3.8-Variável Índice de Regeneração (RI)

Os valores da variável índice de regeneração estão representados na Tabela 7 a seguir. Observa-se um aumento dos valores de regeneração da vegetação ao longo do tempo até atingir o máximo de 1, que equivale ao vigor da vegetação correspondente ao do período controle (05 de janeiro de 2014). Os valores do índice correspondentes ao dia 08 de janeiro de 2015 que estão em vermelho são atribuídos a ocorrência de nuvens nesta data.

Tabela 7: Valores do Índice de Regeneração para cada armadilha fotográfica

Câmera	RI_04out	RI_20out	RI_05nov	RI_08jan
CAM01	0,597	0,612	0,781	1
CAM02	0,603	0,67	0,942	1
CAM03	0,962	0,848	1	
CAM04	0,425	0,519	0,818	1
CAM05	0,305	0,338	0,636	1
CAM07	0,859	0,829	0,998	0,991
CAM08	0,54	0,535	0,712	1
CAM09	0,211	0,335	0,661	1
CAM10	0,213	0,267	0,644	1
CAM11	0,211	0,299	0,574	0,461
CAM12	0,254	0,282	0,559	0,68
CAM13	0,36	0,373	0,621	1
CAM14	0,575	0,658	0,901	1
CAM15	0,519	0,611	0,901	1
CAM16	0,354	0,468	0,76	0,8
CAM17	0,459	0,521	0,737	1
CAM18	0,212	0,285	0,57	1
CAM19	0,771	0,808	0,952	0,991
CAM20	0,483	0,539	0,721	1
CAM21	0,733	0,815	0,964	1
CAM22	0,665	0,707	0,886	1
CAM23	0,381	0,489	0,798	1
CAM24	0,258	0,312	0,502	1

Tabela 7 (Cont.): Valores do Índice de Regeneração para cada armadilha fotográfica

Câmera	RI_04out	RI_20out	RI_05nov	RI_08jan
CAM25	0,705	0,642	0,826	0,633
CAM26	0,545	0,622	0,795	0,833
CAM27	0,659	0,688	0,811	0,886
CAM28	0,643	0,643	0,832	1
CAM29	0,259	0,354	0,652	0,4
CAM30	0,253	0,287	0,471	1
CAM31	0,984	0,877	1	0,378
CAM33	0,623	0,698	0,97	1
CAM34	0,339	0,368	0,679	1
CAM35	0,25	0,317	0,66	1
CAM36	0,701	0,675	0,812	1
CAM37	0,37	0,521	0,778	1
CAM38	0,463	0,497	0,746	1
CAM39	0,614	0,662	0,691	0,439
CAM40	0,837	0,877	0,795	0,718
CAM41	0,433	0,569	0,629	1
CAM42	0,284	0,479	0,712	1
CAM43	0,595	0,659	0,831	1
CAM44	0,562	0,609	0,841	1
CAM45	0,609	0,62	0,786	0,19
CAM46	1	0,968	0,264	1
CAM47	0,358	0,465	0,624	1
CAM48	0,61	0,707	0,776	1
CAM49	0,755	0,793	0,93	0,906
CAM50	0,651	0,698	0,766	1

Referências Bibliográficas

- AGEE, J. K. 1993. Fire ecology of Pacific Northwest forests. Washington, D.C.: Island Press 493 pp.
- ANDRESEN, L.; EVERATT, K.T.; SOMERS, M.J. 2014. Use of site occupancy models for targeted monitoring of the cheetah. *Journal of Zoology* 292: 212-220
- BAATZ, M.; SCHÄPE, A. 2000. Multiresolution segmentation: an optimization approach for high quality multi-scale image segmentation. *Angewandte Geographische Informationsverarbeitung XII. Beiträge zum AGIT-Symposium Salzburg, Karlsruhe, Herbert Wichmann Verlag*
- BUCHANAN, G.M., NELSON, A., MAYAUX, P., HARTLEY, A., DONALD, P.F., 2009. Delivering a global, terrestrial biodiversity observation system through remote sensing. *Conserv. Biol.* 23: 499–502
- BUTCHART, S.H.M. *et al.*, 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science* 328, 1164–1168.
- CABELLO, J.; FERNÁNDEZ, N.; ALCARAZ-SEGURA, D.; OYONARTE, C.; PIÑEIRO, G.; ALTESOR, A.; DELIBES, M.; PARUELO, J.M. 2012. The ecosystem functioning dimension in conservation: insights from remote sensing. *Biodivers. Conserv.* 21:3287-3305
- DEBANO, L. F., NEARY, D. G., & FFOLIOTT, P. F. 1998. Fire's effects on ecosystems. New York: John Wiley and Sons, Inc. 333 pp.
- DÍAZ-DELGADO, R., SALVADOR, R., PONS, X. 1998. Monitoring of plant community regeneration after fire by remote sensing. In: L. Traboud (Ed.), *Fire management and landscape ecology* (pp. 315–324). Fair- field, WA: International Association of Wildland Fire.
- ECOGNITION DEVELOPER . User guide. Trimble Germany GmbH ,v8.7, 2011
- ENVI. Feature Extraction Module: User's guide. [S.L.]: ITT visual information solution, 2008
- ENVI Software: ITT visual information solution, 2008
- EPA (Environmental Protection Agency).1998 Ecological Research Strategy. EPA/600/R-98/086, June 1998. EPA: Washington, DC, USA; 130 Available at: <http://www.epa.gov/ORD/WebPubs/final>.
- FIORELLA, M., & RIPPLE, W. J. (1993). Analysis of conifer forest regeneration using Landsat Thematic Mapper data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 59: 1383–1388.
- HAY, G. J.; CASTILLA, G. 2006. Object-based image analysis: strengths, weaknesses, opportunities and threats (swot). In: BRIDGING REMOTE SENSING AND GIS: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON OBJECT-BASED IMAGE ANALYSIS, 2006, SALZBURG. The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Science. Com VI, WG VI/4, p.1-5

- HORNING, N., ROBINSON, J.A., STERLING, E.J., TURNER, W., SPECTOR, S., 2010. Remote Sensing for Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Oxford University Press, New York, NY
- INTERIMAGE. Interimage: Interpreting image freely. 2010. [S.L.]: interimage. Disponível em: <<http://www.lvc.ele.puc-rio.br/projects/interimage/>>. Acesso em: 15 de fev. de 2015.
- LIESENBERG,
- KAUFMANN, J., & THODE, A. E. (Eds.). (2006). Fire in California ecosystems Berkeley, CA: University of California Press 596 pp
- KUSHLA, J. D., & RIPPLE, W. J. (1998). Assessing wildfire effects with Landsat Thematic Mapper data. *International Journal of Remote Sensing*, 19(13):2493–2507.
- LHERMITTE, S.; VERBESSELT, J. VERSTRAETEN, W.W.; VERAVERBEKE, S.; COPPIN, P. 2011. Assessing intra-annual vegetation regrowth after fire using the pixel based regeneration index. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 66(1):17-27
- LOCK, R. E. M.; KIRCHNER, F. F. 1997. Classificação de imagens multiespectrais de landsat TM e feições de textura: mapeamento da cobertura da terra. *Floresta* 27(12):41-58.
- MARCHETTI, M., RICOTTA, C., & VOLPE, F. (1995). A qualitative approach to the mapping of post-fire regrowth in Mediterranean vegetation with Landsat-TM data. *International Journal of Remote Sensing*, 16 (13): 2487–2494.
- MENEZES, P; ALMEIDA, T de. (Orgs.) 2012. Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. CNPq / Universidade de Brasília, 276pp.
- McGARIGAL, K. 2014. Fragstats Help.
- MIDLANE, N.; O'RIAIN, M.J.; BALME, G.A.; ROBINSON, H.S.; HUNTER, L.T.B. 2014 On tracks: a spoor-based occupancy survey of lion *Panthera leo* distribution in Kaufe National Park, Zambia. *Biological Conservation* 172: 101-108
- MILLER, J., ROGAN, J., 2007. Using GIS and remote sensing for ecological modeling and monitoring. In: Mesev, V. (Ed.), *Integration of GIS and Remote Sensing*. Wileyand Sons.
- MILLER, J.D.; THODE, A.E. 2007. Quantifying burn severity in a heterogeneous landscape with a relative version of the delta Normalized Burn Ratio (dNBR). *Remote Sensing of Environment* 109:66-80.
- MOIK, J. G. Digital processing of remotely sensed images. Washington DC: Government Printing Office. 1980.
- MURDOCH, J.D.; DAVIE, H.; GALBADRAH, M. READING, R.P. 2014. Factors influencing red fox occupancy probability in central Mongolia. *Mammalian Biology* <http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2014.12.001>
- NUNES, J.F.; ROIG, H.L. 2015. Análise e mapeamento do uso e ocupação do solo da bacia do alto Descoberto, DF/GO, por meio de classificação automática baseada em regras e lógica nebulosa. *Revista Árvore*, 39(1):

- PEREIRA, A.A.; MORELLI, F.; CARVALHO, L.M.T.de; PEREIRA, J.A.; BRAGA, A.O. Quantificação de áreas queimadas em unidades de conservação de Minas Gerais através do processamento de imagens TM Landsat5. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto SBSR, Natal, RN, Brasil, 25 a 30 de abril de 2009, INPE. 6045-6052.
- PETTORELLI, N.; SAFI, K.; TURNER, W. 2014. Satellite remote sensing, biodiversity research and conservation of the future. *Philos. Trans. R. Soc. B* 369, 20130190
- PFEIFER, M.; DISNEY, M.; DISNEY, M.; QUAIFFE, T.; MARCHANT, R. 2012. Terrestrial ecosystem from space: a review of earth observation products for macroecology applications. *Global Ecology and Biogeography*, 21:603-624.
- POLEY, L.G.; POND, B.A.; SCHAEFER, J.A.; BROWN, G.S.; RAY, J.C.; JOHNSON, D.S. 2014. Occupancy patterns of large mammals in the Far North of Ontario under imperfect detection and spatial autocorrelation. *Journal of Biogeography* 41:122-132
- RAMESH, T.; DOWNS, C.T. 2014. Modelling large spotted genet (*Genetta trigrina*) and slender mongoose (*Galerella sanguinea*) occupancy in a heterogeneous landscape of South Africa. *Mammalian Biology* 79:331-337.
- RAMESH, T.; DOWNS, C.T. 2015. Impact of land use on occupancy and abundance of terrestrial mammals in the Drakensberg Mlands, South Africa. *Journal for Nature Conservation* 23: 9-18
- RIAÑO, D.; CHUVIECO, E.; USTIN, S.; ZOMER, R.; DENNISON, P.; ROBERTS, D.; SALAS, J. 2002. Assesment of vegetation regeneration after fire through multitemporal analysis of AVIRIS images in the Santa Monica Mountains. *Remote Sensing Environment* 79:60-71
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado: os biomas do Brasil. In: *Cerrado: ambiente e flora*. EMBRAPA, Planaltina, DF, P 89-116.
- ROY, D.P.; BOSCHETTI, L.; TRIGG, S.N. 2006. Remote Sensing of Fire Severity: Assessing the Performance of Normalized Burn Ratio. *IEEE Geoscience and Remote Sensing Letters*, 3(1):112-116
- SHAPIRO, L. G.; STOCKMAN, G. C. Computer vision. New Jersey: Prentice-Hall, 2001.
- SUGIHARA, N. G., VANWAGTENDONK, J.W., SHAFFER, K. E., FITES-KAUFMANN, J., & THODE, A. E. (Eds.). 2006. *Fire in California ecosystems* Berkeley, CA: University of California Press 596 pp.
- TEOBALDO, D.; BAPTISTA, G.M. de M. 2013. Quantificação do Grau de Severidade de Queimada em Unidades de Conservação no Distrito Federal por meio dos Índices Espectrais dNBR e RdNBR. Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE. 6917-6922.
- SECADES, C., O'CONNOR, B., BROWN, C., WALPOLE, M., 2014. Earth observation for biodiversity monitoring: a review of current approaches and future opportunities for

tracking progress towards the Aichi biodiversity targets (Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal, Canada, Technical Series No. 72).

- TUANMU, M.N.; VINA, A.; ROLOFF, G.J.; LIU, W.; OUYANG, Z.Y.; ZHANG, H.M.; LIU, J.G. 2011 Temporal transferability of wildlife habitat models: implications for habitat monitoring. *J Biogeogr* 38:1510–1523
- TURNER, W.; RONDININI, C.; PETTORELLI, N.; MORAD, B.; LEIDNER, A.K.; SZANTOI, Z.; BUCHANANG, G.; DECHH, S.; DWYERI, J.; HEROLD, M.; KOHJ, L.P.; LEIMGRUBER, P.; TAUBENBOECK, H.; WEGMANN, M.; WIKELSKIM, M.; WOODCOCK, C. 2015. Free and open-access satellite data are key to biodiversity conservation. *Biological Conservation* 182: 173–176
- WIEGAND, T.; NAVES, J.; GARBULSKY, M.F.; FERNANDEZ, N. (2008) Animal habitat quality and ecosystem functioning: exploring seasonal patterns using NDVI. *Ecol Monogr* 78:87–103
- WIENS, J. A.; VAN HORNE, B.; NOON, B. R. (2002) Integrating landscape structure and scale into natural resource management. In Liu, J. and Taylor, W. W. (Eds), *Integrating Landscape Ecology into Natural Resource Management*. Cambridge University Press: Cambridge, MA, USA, 23–67.
- ZADEH, L. A. 1975. Fuzzy logic and approximate reasoning. *Synthese* 30(3):407-428,

CAPÍTULO 3 - RIQUEZA E ABUNDÂNCIA DE ESPÉCIES DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E MAIOR PORTE NO CAMPO DE INSTRUÇÃO DO EXÉRCITO EM FORMOSA-GO

Resumo

Estudos que envolvem o planejamento da conservação da vida selvagem indicam que o simples ato de criar e manter fisicamente uma área protegida não garante que as comunidades de fauna e flora, assim como os processos ecológicos estejam preservados. Neste contexto, as áreas militares representam um elemento importante de qualquer estratégia de conservação da biodiversidade nacional, devido à presença de extensas áreas de terra com cobertura vegetal nativa podendo servir como papel fundamental na gestão de recursos naturais. Assim, foi realizado o levantamento da fauna de mamíferos terrestres de médio e maior porte em uma área de aproximadamente 15.000ha no Campo de Instrução do Exército - 6º Grupo de Lançadores de Múltiplos Foguetes Astro II em Formosa – GO (CIF). Os mamíferos foram registrados ao longo de uma campanha de seis meses, entre agosto/2014 e fevereiro/2015, no período diurno e noturno por meio de armadilhas fotográficas, totalizando um esforço de 6549 armadilhas-dia. Foram registradas 26 espécies cuja comunidade é constituída em sua maioria por representantes da ordem Carnivora (42,30%), sendo oito espécies ameaçadas de extinção. Obteve-se o registro de espécies topo de cadeia com alta exigência ecológica como *Panthera onca* e espécies raras como *Eupharcus sexcintus*, *Lontra longicaudis* e *Procyon cancrivorus*. Considera-se que a manutenção da diversidade observada na área é decorrente da grande extensão de área contínua de vegetação nativa típica do Cerrado do Campo de Instrução aliada a heterogeneidade de habitats e manutenção das condições originais de vegetação nativa, apesar das atividades militares existentes na área.

Palavras-chave: área militar, riqueza de espécies, armadilha fotográfica, conservação, biodiversidade

RICHNESS AND ABUNDANCE OF MEDIUM AND LARGER MAMMALIAN SPECIES IN THE ARMY INSTRUCTION CAMP FORMOSA-GO

Abstract

Studies involving the planning wildlife conservation indicate that the simple act of creating and maintaining a physically protected area does not guarantee that the fauna and flora, as well as the ecological processes, are preserved. In this context, military areas represent an important element of any conservation strategy of the national biodiversity due to the presence of extensive undeveloped land areas, playing the role in managing natural resources. A data collection of the fauna of medium and larger land mammals was made in an area of approximately 15,000ha within the Army Instruction Camp (Campo de Instrução do Exército – 6º Grupo de Lançadores de Múltiplos Foguetes Astro II), Formosa – GO. The mammals were recorded by using camera traps, a camera trapping sampling effort 6,549 camera trap-days which operated throughout the day and night over six-month campaign between August/2014 and February/2015. 26 species were recorded within the community which was mostly made up of representatives of the order Carnivora (42.30%), eight of which are categorized as endangered species. A record was obtained of top chain species with high ecological requirements, such as *Panthera onca* and rare species such as *Euphractus sexcintus*, *Lontra longicaudis* and *Procyon cancrivorus*. It is considered that the maintenance of the diversity observed in the area is due to the large amount of continuous area of Cerrado within the Instruction Camp, combined with habitat heterogeneity and maintenance of the original conditions of native vegetation.

Keywords: military area, species richness, camera trap, conservation, biodiversity

1-Introdução

Perda e fragmentação de habitats são as principais causas da extinção de espécies (Gibbons *et al.*, 2000, Brennan & Kuvlesky, 2005) potencialmente contribuindo para o declínio das funções e serviços dos ecossistemas. Embora atenção considerável nas últimas décadas tenha sido focada em proteger espécies ameaçadas de extinção em unidades de conservação, o simples ato de criar e manter fisicamente uma área protegida não garante que a fauna e a flora, assim como os processos ecológicos, sejam preservadas em longo prazo (Noss *et al.*, 1993, Hanski 1994, Woodroffe & Ginsberg, 1998, Wikramanayake *et al.*, 2004). Associado a este fato cada vez mais estas unidades tem setornado “ilhas naturais, cercadas por uma matriz dominada por atividades antrópicas. Além disso, muitas destas áreas protegidas são muito pequenas para suportar populações viáveis de grandes vertebrados em longo prazo, e populações pequenas e isoladas tem uma maior probabilidade de extinções local (Woodroffe & Ginsberg, 2000). Conservação efetiva da biodiversidade deve, portanto, integrar uso e proteção por meio de um mosaico de paisagem, identificando onde o uso humano da paisagem pode favorecer a integridade ecológica da paisagem com um todo (Sanderson *et al.*, 2002). Neste contexto, as áreas militares representam um elemento importante de qualquer estratégia de conservação da biodiversidade, devido ao seu grande tamanho e por representarem remanescentes da cobertura vegetal original, além da tendência de restrição do acesso ao público (Benton *et al.*, 2008, Jenni *et al.*, 2012).

Segundo Stein (2008), muitas áreas militares são encontradas em alguns dos países mais ricos biologicamente e em consequência disso, abrigam uma alta biodiversidade, incluindo um número significativo de espécies em risco de extinção. No Brasil, cerca de 2% (três milhões de hectares) das florestas públicas são categorizadas como áreas militares (Brasil, 2013). Estas terras abrangem uma diversidade de ecossistemas presentes nos principais biomas brasileiros, sendo que 91% destas encontram-se na Amazônia, bioma que abrange em torno de 40% da floresta tropical remanescente no mundo (INPE, 2004); e 6% no Cerrado, um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000).

O Brasil tem uma das maiores fauna de mamíferos neotropicais, com cerca de 650 espécies e ainda continua contribuindo com a descrição de novas espécies (Pimm *et al.*, 2010), no entanto essa diversidade excepcional está seriamente ameaçada por atividades humanas (Drummond *et al.*, 2005). O Cerrado é o terceiro bioma em quantidade de espécies de mamíferos no Brasil, com 194 espécies de 30 famílias e nove ordens, atrás apenas da Amazônia e da Mata Atlântica (Marinho-Filho *et al.*, 2002). Os mamíferos neotropicais correspondem ao segundo grupo mais diverso entre os vertebrados no Cerrado, representando aproximadamente 15% das espécies conhecidas (Aguiar *et al.*, 2004). No entanto, as estimativas mais recentes apontam que restam apenas no máximo 60% da cobertura original deste bioma (Fernandes & Pessoa, 2011, Rocha *et al.*, 2011). Sano *et al.* (2010) chama a atenção para o acentuado nível de conversão da vegetação natural em áreas agropastoris, com aproximadamente 80 milhões de hectares convertidos, sendo 54 milhões de hectares de pastagens e 21,5 milhões de hectares de agricultura, o que equivale a mais de cinco vezes a área do bioma Pantanal. Numa escala regional, as principais ameaças à biodiversidade são a

adoção de um modelo de desenvolvimento baseado na monocultura intensiva e mecanizada, com cultivos como a soja, milho e algodão em substituição as paisagens naturais (Klink & Machado, 2005; Lessa *et al.*, 2012), bem como a introdução de gramíneas exóticas para a criação do gado (Klink & Machado, 2005). Apesar disso, somente 3% da área total do Cerrado se encontra protegida em unidades de conservação de proteção integral (Brasil, 2014).

O entendimento dos padrões de distribuição, abundância, riqueza e interações nas comunidades são alguns dos principais pontos da ecologia de comunidades (Leibold, 2004). Esses padrões são os principais parâmetros utilizados para avaliar e monitorar a biodiversidade e, portanto, estão diretamente ligados a conservação de espécies. Ainda que alguns padrões gerais de uso de habitat sejam conhecidos (Emmons, 1990, Bonvicino *et al.*, 2005), ainda há lacunas consideráveis no conhecimento sobre a mastofauna do Cerrado e sua distribuição tanto em escala geográfica como microgeográfica, dos habitats específicos (Costa *et al.*, 2005). Traçar o perfil de comunidade de animais de grande e médio porte, tais como os mamíferos, fundamentalmente implica em estimar a riqueza e composição de espécies (Rovero *et al.*, 2014). A detecção de mamíferos pode variar dependendo da idade, sexo, status social, territorialidade (Larrucea *et al.*, 2007), abundância de presas (Guil *et al.*, 2010) interações intra e interespecíficas (Harmsen *et al.*, 2010), pressão humana e ambiente físico (Guil *et al.*, 2010). Com os avanços atuais na amostragem e documentação de espécies de mamíferos, técnicas não convencionais ou não invasivas, como a armadilha fotográfica ou *camera trap*, tem sido desenvolvida principalmente para reduzir distúrbios/perturbações e ter documentação para algumas espécies raras (Abi-Said & Amr, 2012; Mohd-Azlan, 2009; Rowcliffe *et al.*, 2008) e pouco registradas em armadilhas convencionais (Abi-Said & Amr, 2012). O uso de *camera trap* em pesquisas ecológicas tem sido bastante expressivo desde a última década (O'Connell *et al.*, 2011), pois podem ser implementadas em diversas condições climáticas e uma vez configuradas, podem acumular esforços rapidamente sobre grandes áreas (Sunarto *et al.*, 2013). São usadas pra investigar mamíferos de médio e grande porte (Kays & Slauson, 2008), pequenos mamíferos terrestres (Pearson, 1959), aves terrestres (O'Brien & Kinnaird, 2008), mamíferos arbóreos (Oliveira-Santos *et al.*, 2008) e predadores de ninhos de aves (Browder *et al.*, 1995) em estudos de ecologia, inventário, dinâmica de população, riqueza de espécies, densidade de populações, uso de habitat, padrão de atividade, ecologia comportamental e mesmo estudos em dano animal (Rowcliffe *et al.*, 2008).

A exemplo do Departamento de Defesa dos Estados Unidos que, nos últimos 20 anos, tem feito um sério compromisso com a compreensão e documentação da vida selvagem, incluindo espécies raras e em risco de extinção encontradas em suas terras (Stein, 2008), é importante que essa documentação seja aplicada nas áreas militares brasileiras a fim de conhecer suas contribuições na conservação de espécies. Neste contexto, este estudo tem por objetivo caracterizar a comunidade de mamíferos terrestres de médio e maior porte no Campo de Instrução do Exército - 6º Grupo de Lançadores de Múltiplos Foguetes - Astros II, estimar a abundância relativa usando armadilhas fotográficas, obter a estimativa da riqueza para a área e

discutir a contribuição de áreas militares para a conservação dos mamíferos de médio e maior porte.

2-Material e Métodos

2.1-Área de estudo

O estudo foi realizado em uma área de 15.000ha localizada no Campo de Instrução do 6º Grupo de Lançadores Múltiplos de Foguetes - Astro II (CIF), uma área militar pertencente ao Exército Brasileiro, com aproximadamente 117.000ha (Figura 17). Localizado na Bacia do Rio São Francisco entre os Rios Preto e Bezerra, no município de Formosa (GO), sua cobertura vegetal, segundo a classificação de Ribeiro & Walter (1998), é formada por Cerrado *sensu stricto*, Parque de Cerrado, Campo Sujo, Campo Limpo, Vereda e Mata de Galeria. O clima da região é Aw (Köppen, 1900) com duas estações bem definidas, inverno seco e verão chuvoso.

O CIF possui áreas de treinamento onde são praticados exercícios de lançamento de foguetes do Sistema de Artilharia de Foguetes para Saturação da Área (ASTROS II), contribuindo para a pesquisa na área de foguetes no Brasil e o desenvolvimento de novas tecnologias. O acesso à visitação pública é restrito. Nas áreas limítrofes do CIF, numa faixa de 2km, o Exército Brasileiro estabeleceu contratos agrários com os proprietários rurais vizinhos na forma de arrendamento com uso permitido apenas de atividade pecuária com a finalidade de evitar a entrada de caçadores e pessoas não autorizadas.

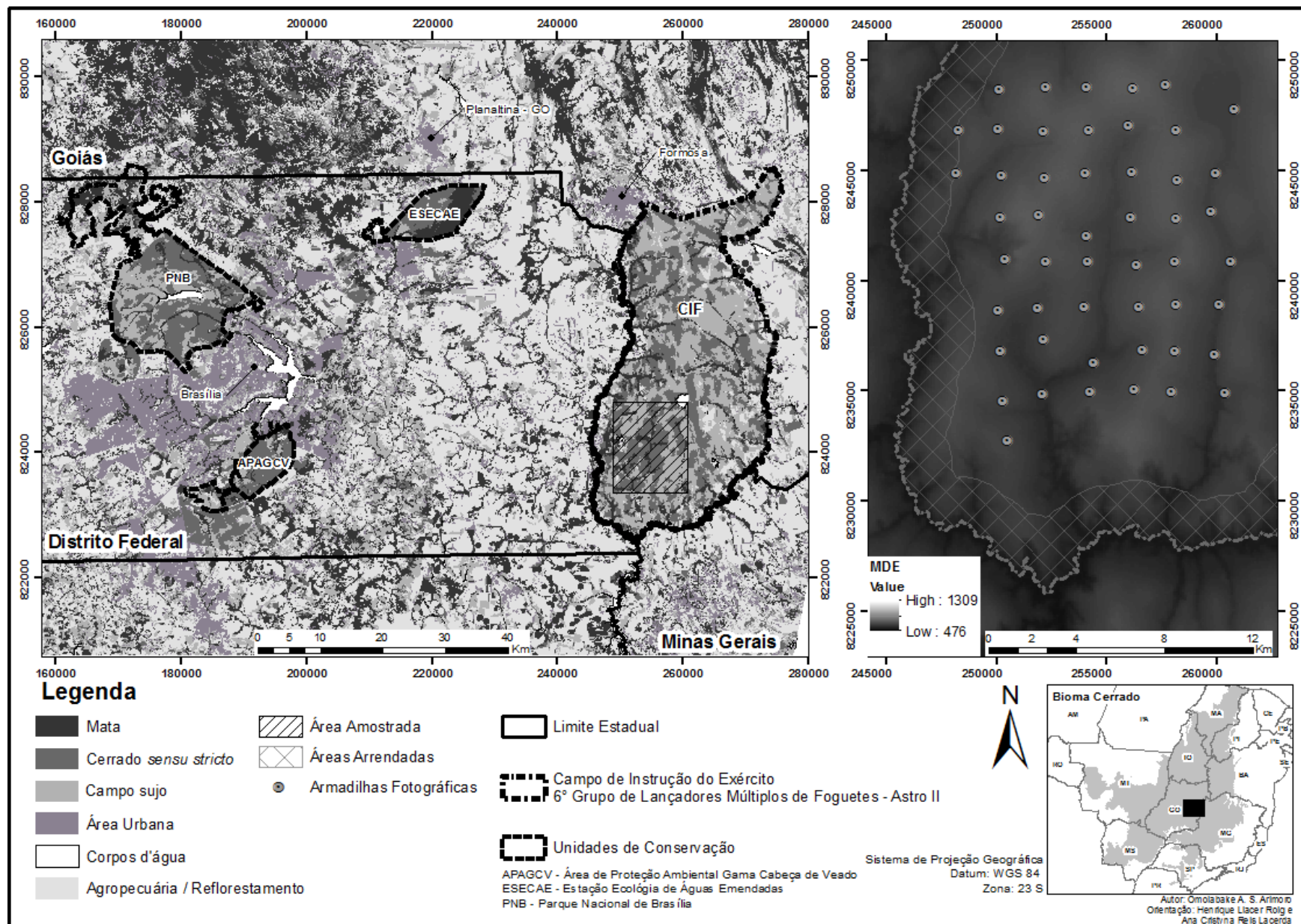


Figura 17: Localização do Campo de Instrução do 6º Grupo de Lançadores Múltiplos de Foguetes - Astro II com a localização dos pontos amostrais, Formosa, GO

2.2-Coleta de dados

O levantamento das espécies de mamíferos terrestres de médio e maior porte (massa corporal superior a cinco kg) foi realizado no período de agosto de 2014 a fevereiro de 2015, a partir de 50 armadilhas fotográficas da marca Bushnell Trophy Cam HD. A armadilha fotográfica consiste de uma câmera fotográfica fixa, equipada com sensores infravermelhos e de movimento para otimizar a obtenção de imagens de animais em movimento (Rowcliffe *et al.*, 2008). Para seleção da área de estudo foi feito um reconhecimento em campo, verificando o estado de preservação do local, os sinais indiretos de presença de espécies (rastros, fezes) sendo excluídas as áreas de impacto, onde o acesso é proibido pelo Exército brasileiro, assim como as áreas de arrendamento. As armadilhas foram distribuídas numa grade sistemática (2 x 2 km), cobrindo as diferentes fitofisionomias presentes na área. As câmeras foram fixadas em árvores ou estacas a uma altura média de 50 cm. As câmeras foram programadas para tirar fotografias por 24 horas, com um intervalo de 30 segundos entre três fotos, e caso o animal permanecesse no campo de visada da câmera, a mesma foi programada para obter um filme de 10 segundos. As demais configurações de instalação e funcionamento das câmeras foram feitas de acordo com o protocolo de Ramesh & Downs (2014). O período de revisão para troca de pilhas e dos cartões de memória foi a cada 30 dias.

2.3-Análise de dados

Os dados da comunidade de mamíferos de médio e maior porte foram obtidos a partir de individualizações dos registros fotográficos. Com o objetivo de manter a independência temporal dos eventos registrados, foram descartados os registros consecutivos de uma mesma espécie, num mesmo ponto amostral, num período inferior a um dia. Obteve-se para amostragem total a lista de espécies, a riqueza observada, a abundância relativa e o estado de conservação da espécie de acordo com a Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (Brasil, 2014).

O esforço amostral foi calculado seguindo a fórmula adotada por Srbeek-Araujo & Chiarello (2007) que multiplica o número de armadilhas fotográficas pelo número de dias que as câmeras operaram para o período de 1 dia (24h). Os dias de não funcionamento do equipamento (baterias fracas e outras falhas no equipamento) foram eliminados da contagem do esforço amostral.

O esforço amostral foi avaliado a partir de curva de acumulação de espécies e a riqueza estimada obtida, utilizando para ambos os casos o programa EstimateS Win 9.1.0 (Colwell, 2013). Para estimativa total da riqueza da comunidade amostrada foram utilizados os métodos não-paramétricos Chao2, Jackknife 1 e Jackknife2, que baseiam-se na ocorrência de espécies raras e no número de amostras para estimar o número total de espécies (Santos, 2003) e calculadas a partir de 1000 curvas construídas com ordem aleatória de adição de amostras (Colwell, 2013). Optou-se por apresentar como resultado apenas o estimador que

apresentou o menor desvio-padrão por refletir uma tendência à estabilização da curva (Santos,2003).

3-Resultados

Ao longo de seis meses de amostragem, foram identificadas 26 espécies de mamíferos silvestres de médio e maior porte a partir de 1.140 registros individuais, totalizando um esforço amostral de 6.549 armadilhas/dia. A ordem Carnívora apresentou a maior riqueza com 42,30% das espécies registradas, seguida pela ordem Xenarthra com 23,07% e Artiodactyla e Rodentia ambas com 11,53% cada uma (Tabela 1, Anexo A). As maiores frequências relativas foram de *Myrmecophaga tridactyla* (22,19%), *Ozotoceros bezoarticus* (17,45%), *Tapirus terrestris* (11,57%) e *Chrysocyon brachyurus* (8,94%) (Figura 18).

Dentre os registros, observa-se que oito espécies estão presentes na Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (Brasil, 2014), na categoria "Vulnerável": *Ozotoceros bezoarticus*, *Chrysocyon brachyurus*, *Leopardus colocolo*, *Panthera onca*, *Puma concolor*, *Tapirus terrestris*, *Myrmecophaga tridactyla*, e *Priodontes maximus* (Tabela 8). Destaca-se que as espécies ameaçadas de extinção encontradas neste estudo pertencem às ordens com maior riqueza na área. As espécies mais raras na área de estudo, de acordo com o índice de abundância, com apenas um único registro, foram *Lontra longicaudis*, *Procyon cancrivorus* e *Euphractus sexcintus* representando 0,26% do total de registros (Figura 17). Quatro espécies domésticas foram registradas na área de estudo *Canis familiaris*, *Sus scrofa*, *Bos taurus* e *Equus caballus* (Tabela 8).

Tabela 8: Relação das espécies e nome comum dos mamíferos de médio e maior porte e seus status de conservação registrados no Campo de Instrução de Formosa -

Espécie	Nome comum	Status de Conservação
		Brasil, 2014
ARTIODACTYLA		
Cervidae		
<i>Mazama gouazoubira</i>	Veado-catingueiro	
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	Veado-campeiro	Vulnerável
Tayassuidae		
<i>Pecari tajacu</i>	Caititu	
Suidae		
<i>Sus scrofa</i>	Porco	
Bovidae		
<i>Bostaurus</i>	Boi	
CARNIVORA		
Canidae		
<i>Cerdocyon thous</i>	Cachorro-do-mato	
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	Lobo-guará	Vulnerável
<i>Canis familiaris</i>	Cachorro doméstico	
Felidae		
<i>Leopardus colocolo</i>	Gato-palheiro	Vulnerável
<i>Leopardus pardalis</i>	Jaguatirica	
<i>Panthera onca</i>	Onça-pintada	Vulnerável
<i>Puma concolor</i>	Onça-parda	Vulnerável
Mephitidae		
<i>Conepatus semistriatus</i>	Jaritataca	
Mustelidae		
<i>Eira barbara</i>	Irara	
<i>Lontra longicaudis</i>	Lontra	
Procyonidae		
<i>Nasua nasua</i>	Quati	
<i>Procyon cancrivorus</i>	Mão-pelada	
LAGOMORPHA		
Leporidae		
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Tapeti	
DIDELMORPHIA		
Didelphidae		
<i>Didelphis albiventris</i>	Gambá	
PERISSODACTYLA		
Equidae		

<i>Equus caballus</i>	Cavalo	
Tapiridae		
<i>Tapirus terrestris</i>	Anta	Vulnerável

Tabela 8 (cont.): Relação das espécies e nome comum dos mamíferos de médio e maior porte e seus *status* de conservação registrados no Campo de Instrução de Formosa - GO

Espécie	Nome comum	Status de Conservação Brasil, 2014
RODENTIA		
Agoutidae		
<i>Cuniculus paca</i>	Paca	
Caviidae		
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	Capivara	
Dasyproctidae		
<i>Dasyprocta azarae</i>	Cutia	
XENARTHRA		
Dasypodidae		
<i>Cabassous</i> sp.	Tatu-do-rabo-mole	
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Tatu-galinha	
<i>Euphractus sexcinctus</i>	Tatu-peba	
<i>Priodontes maximus</i>	Tatu-canastra	Vulnerável
Myrmecophagidae		
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Tamanduá-bandeira	Vulnerável
<i>Tamandua tetradactyla</i>	Tamanduá-mirim	

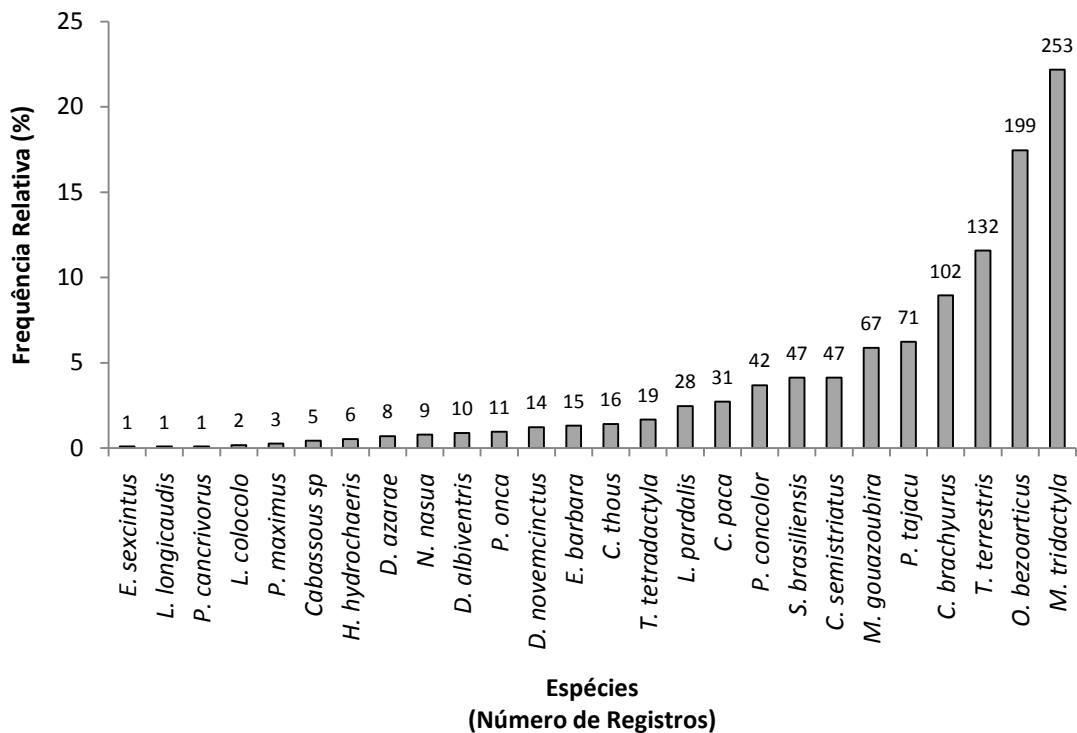


Figura 18: Frequência relativa (%) e número de registros por espécie (em cima da barra) de mamíferos silvestres de médio e maior porte no Campo de Instrução de Formosa - GO registrada ente agosto de 2014 e fevereiro de 2015

A partir da análise da curva de acumulação pelo método Jackknife2 observa-se uma estimativa de riqueza de $30,97 \pm 0$, sendo que a curva não atingiu a assíntota com o esforço amostral realizado (Figura 19). Este resultado revela que aproximadamente 84% das espécies esperadas foram registradas pelas armadilhas fotográficas.

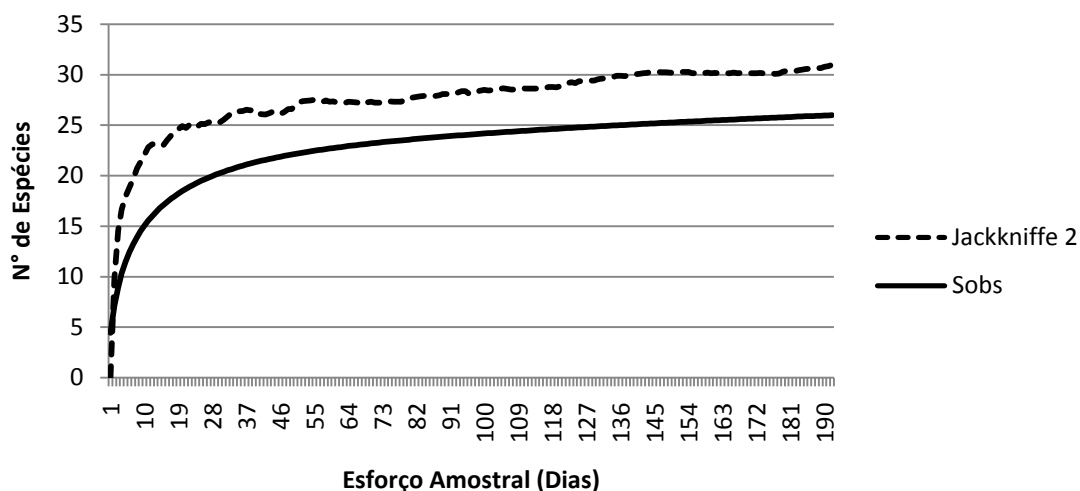


Figura 19: Curva de acumulação de espécies observadas e obtidas através do estimador não paramétrico Jackknife2 a partir do esforço amostral em dias na obtenção dos registros de mamíferos de médio e maior porte no Campo de Instrução de Formosa - GO.

4-Discussão

A riqueza observada (26 espécies) no Campo de Instrução de Formosa corresponde a 51,06% de espécies de mamíferos silvestres de médio e maior porte registradas no Cerrado como um todo, em acordo com outros estudos conduzidos neste bioma, onde a riqueza variou entre 15 e 29 (Rodrigues *et al.*, 2002, Freitas, 2005, Rocha & Dalponte, 2006; Moreira *et al.*, 2008, Calaça, 2009; Bocchiglieri *et al.*, 2010, Bruna *et al.*, 2010, Lage, 2011, Lessa *et al.*, 2012, Ribeiro & Melo, 2013, Alves *et al.*, 2014), indicando que o CIF se insere como um importante remanescente de Cerrado para a conservação de mamíferos silvestres. No entanto, a curva de acumulação de espécies não mostrou uma tendência assintota indicando que esse número pode ser maior, devido a algumas espécies serem raras e difíceis de detectar mesmo estando presentes em uma área.

A estrutura da comunidade de mamíferos de médio e maior porte do CIF remete ao padrão para o bioma e é composta principalmente por espécies de ampla distribuição, mas que tendem a ser localmente raras (Marinho-Filho *et al.*, 2002). “Espécies bandeira” para a conservação do bioma Cerrado, tais como o tamanduá-bandeira *M. tridactyla*, o veado-campeiro *O. bezoarticus*, a anta *T. terrestris* e o lobo-guará *C. brachyurus* são abundantes na área de estudo, o que pode ser relacionado ao tamanho da área (117.000 ha), a manutenção das condições originais de vegetação nativa, caracterizada por um mosaico de campos abertos, savanas densas e matas de galeria, aliado a heterogeneidade de habitats. No entanto, a despeito de sua abundância local, estas espécies estão ameaçadas de extinção em nível nacional, devido à perda e fragmentação de habitat associada principalmente a expansão agrícola, alta mortalidade ocasionada por atropelamentos e efeitos negativos de isolamento e tamanho populacional reduzido (Brasil, 2014). Espécies consideradas raras ou ausentes em outras áreas do Cerrado, tais como o tamanduá-mirim *T. tedradactyla*, a irara *E. barbara* e a jaguatirica *L. pardalis* (Rodrigues *et al.* 2002, Silveira *et al.* 2003, Rocha & Dalponte, 2006, Trolle *et al.*, 2007; Bocchiglieri *et al.*, 2010, Bruna *et al.*, 2010, Lessa *et al.*, 2012, Ribeiro & Melo, 2013) foram registradas no CIF, assim como espécies associadas a ambientes florestais e de vegetação mais densa como o veado-catingueiro *M. gouazoubira*, o tapeti *S. brasiliensis* e o quati *N. nasua*.

Igualmente, a presença de predadores do topo de cadeia na área de estudo, tais como a onça-pintada *P. onça* e a onça-parda *P. concolor* são um indicativo da qualidade ambiental e manutenção da fauna local (Astete, 2008). Predadores topo de cadeia alimentar desempenham funções ecológicas importantes para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas onde ocorrem (Soulé & Terborgh, 1999), limitando o número de herbívoros e assim reduzindo a pressão que estes exercem sobre as plantas (Terborgh, 1998; Miller *et al.*, 2001). Especialmente a presença da onça-pintada *P. onca*, uma espécie altamente sensível às perturbações ambientais de origem antrópica, devido à sua exigência ecológica por grandes áreas, com alta qualidade de habitat e com a manutenção de populações de vertebrados de maior porte (sua principal fonte de alimento), indica a qualidade ambiental da área de estudo (Swank & Teer, 1989). Como a onça pintada, o tatu-canastra *P. maximus* é um indicador de qualidade ambiental. No Pantanal, a espécie é descrita como um engenheiro de ecossistemas,

uma vez que suas escavações alteram as características bióticas e abióticas do seu ambiente fornecendo abrigo contra predadores e refúgio termal para inúmeras espécies (Desbiez & Kluyber, 2013).

Espécies que devido à forte pressão de caça tiveram suas populações reduzidas ou foram localmente extintas em outras áreas do Cerrado, tais como a paca *C. paca* e o caititu *P. tajacu* (Chiarello 1999, Azevedo & Conforti 2008) foram registrados em áreas mais preservadas do CIF. Mazzoli (2006) concluiu que a presença de espécies da família dos tayassuideos pode ser considerado indicador da qualidade ambiental, sendo a sua ausência um indicativo de um alto grau de perturbação do habitat. No entanto, a presença de porcos domésticos (*S. scrofa*) pode representar uma ameaça importante para a sobrevivência dos caititus no CIF, devido à transmissão de doenças infecciosas tais como a brucelose e leptospirose (Paes *et al.*, 2009) e a potencial sobreposição de nichos alimentares. Há indícios que essas e outras espécies sofrem pressão de caça nas áreas limítrofes do CIF. Matilhas de cães domésticos acompanhando pessoas a cavalo foram registradas pelas armadilhas fotográficas tanto no período diurno quanto noturno.

Embora a representação e manutenção de características-chave de biodiversidade pode não ter sido a razão original ou principal para o estabelecimento de áreas militares, estes são objetivos que crescentemente vem sendo incorporados na gestão destas áreas (Stein, 2008; Jenni *et al.*, 2012). Áreas militares representam um elemento importante da conservação da biodiversidade devido ao seu grande tamanho e a tendência de grupos militares restringirem atividades antrópicas, prevenindo assim mudanças de uso da terra frequentemente permitidas em outras áreas. Embora conflitos (superposição) de interesses existam entre o uso militar destas áreas e a proteção de espécies ameaçadas, a coexistência harmoniosa entre estas duas forças vem sendo buscada em um número crescente de áreas militares (Jenni *et al.*, 2012) de modo a evitar os conflitos naturais da intervenção humana nos ecossistemas. De fato, a manutenção de habitats naturais e da biodiversidade nativa é vista crescentemente como importante para fornecer experiências realísticas de treinamento militar (Leslie *et al.*, 1996, Benton *et al.*, 2008, Jenni *et al.*, 2012).

Observa-se que, apesar do CIF ser uma área de exercícios militares do Exército brasileiro, o impacto destas atividades sobre a ocorrência de espécies nativas provavelmente são localizados no espaço e no tempo. Devido ao seu tamanho, manutenção das características bióticas e abiótica do Cerrado, tais como cobertura vegetal e regulação do uso da terra em seus domínios, o CIF é capaz de manter a diversidade de espécies de mamíferos de médio e grande porte do bioma Cerrado, inclusive com a presença de espécies raras e ameaçadas que atualmente não são mais registradas em unidades de conservação mais próximas como, por exemplo, as do Distrito Federal (ver Juarez, 2008). Cantú-Salazar & Gaston (2010) afirmam que áreas muito extensas oferecem proteção substancial da vida selvagem, ainda mais quando a interferência humana é reduzida, como pode ser observado no CIF em que o acesso público é restrito.

A mastofauna do cerrado é caracterizada pelo baixo endemismo (em torno de 9%), composta por elementos que habitam uma grande variedade de ambientes (Marinho-Filho *et al.*, 2002). Especialmente, os mamíferos de grande porte e predadores de topo de cadeia preferem áreas contínuas e de alta qualidade ambiental. Desse modo, para que haja manutenção de populações viáveis é preciso adotar medidas de conservação da paisagem que mantenham um mosaico de áreas especialmente protegidas ou uma rede de conservação onde a conectividade possa ser mantida.

Neste estudo, nós apresentamos o primeiro levantamento de mamíferos de médio e grande porte, riqueza e abundância relativa em uma área militar brasileira. A riqueza de mamíferos de médio e maior porte do Campo de Instrução do Exército - 6º Grupo de Lançadores de Múltiplos Foguetes - Astros II é comparável às principais unidades de conservação do Cerrado. A estrutura dessa comunidade reflete um padrão para o bioma e é composta principalmente por espécies de ampla distribuição, ameaçadas e raras de modo que esta área militar insere-se como um importante remanescente para a conservação de mamíferos do bioma Cerrado.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer a todas as pessoas que nos auxiliaram nas campanhas de campo, especialmente à equipe do Campo de Instrução do Exército - 6º Grupo de Lançadores Múltiplos de Foguetes - Astros II, Major Aristóteles, Sargento Bispo, Sargento Dias e os soldados pelo apoio em campo e infraestrutura disponibilizada; ao Prof. Dr. Rogério E. S. Uagoda (Lab. Geografia Física/UnB) na coordenação do Acordo de Cooperação Técnica entre a Universidade de Brasília e o Exército Brasileiro; à Prof. Dra. Roberta Vidotti (coordenadora do programa de Pós-graduação em Geociências Aplicadas do Instituto de Geociências/Unb) pela disponibilização de ajuda de custo para trabalhos de campo; ao CNPq/CAPES pela bolsa de estudo concedida a O.A.S.A e aos revisores anônimos pelas contribuições.

Referências Bibliográficas

- ABI-SAID, M.; ZUHAIR S. AMR. 2012. Cameratrapping in assessing diversity of mammals in Jabal Moussa Biosphere Reserve, Lebanon. *Vertebrate Zoology* 62(1): 145–152
- AGUIAR, L.M.S., MACHADO, R.B. & MARINHO-FILHO, J. 2004. A Diversidade Biológica do Cerrado. In *Cerrado: ecologia e caracterização* (L.M.S. Aguiar & A.J.A. Camargo, Ed.). Embrapa Cerrados, Planaltina, p.17-40
- ALVES, G. B. 2014. Medium and large-sized mammals of a fragment of cerrado in the Triângulo Mineiro region, Southeastern Brazil. *Bioscience Journal*. 30 (3): 863-873.
- ASTETE, S. E. A. 2008. Ecologia da onça-pintada nos parques nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões, Piauí. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília, 2008, 106p.
- AZEVEDO, F.C.C.; CONFORTI, V.C. 2008. Decline of peccaries in a protected subtropical forest of Brazil: toward conservation issues. *Mammalia*, 72:82-88.
- BENTON N, RIPLEY D, POWLEDGE F. 2008. *Conserving Biodiversity on Military Lands: A Guide for Natural Resources Managers*. Arlington (VA): Nature Serve.
- BOCCHIGLIERI, A.; MENDONÇA, A.F.; RAIMUNDO PAULO BARROS HENRIQUES, R.P.B. 2010. Composição e diversidade de mamíferos de médio e grande porte no Cerrado do Brasil central. *Biota Neotropica* 10 (3): 169-176
- BONVICINO, C.R.; LEMOS, B.; WEKSLER, M. 2005. Small mammals of Chapada dos Veadeiros National Park (Cerrado of central Brazil): ecology, karyologic, and taxonomic considerations. *Brazilian Journal of Biology* 65 (3):395-406.
- BRASIL, 2013. Cadastro Nacional de Florestas Públicas. Disponível em <http://www.florestal.gov.br>
- BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE –MMA. 2014. Portaria nº444, de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n.45, 18 de dezembro de 2014, Seção I, p.121
- BRENNAN, L.A.; KUVLESKY, W.P. 2005. North American grassland birds: an unfolding conservation crisis? *Journal of Wildlife Management* 69:1–13.
- BROWDER, R. G., R. C. BROWDER & G. C. GARMAN, 1995. An inexpensive and automatic multiple-exposure photographic system. *Journal of Field Ornithology* 66: 37–43.
- BRUNA E.M., GUIMARÃES J.F., LOPES C.T., DUARTE P., GOMES A.N.L., BELENTANI S.C.S., PACHECO R., FACURE K.G., LEMOS F.G. VASCONCELOS H.L. 2010. *Mammalia*, Estação Ecológica do Panga, a cerrado protected area in Minas Gerais State, Brazil. *CheckList* 6(4): 668-675.
- CALAÇA, A.M. 2009. A utilização da paisagem fragmentada por mamíferos de médio e grande porte e sua relação com a massa corporal na região do entorno de Aruanã, Goiás. Dissertação, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, Ecologia e Evolução. Goiânia - GO, 2009, 95p

- CANTÚ-SALAZAR, L.GASTON,K.J. 2010 Very large protected areas and their contribution to terrestrial biological conservation. *BioScience*, 60: 808-818.
- CHIARELLO, A.G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89:71-82.
- COLWELL, R.K.2013. EstimateS 9.1.0.Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version: 9.1. <http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/> (último acesso em 05/03/2015)
- COSTA, L. P.; LEITE, Y. L. R.; MENDES, S. L.; DITCHFIELD, A. B.2005.Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade*1(1):103-112
- DESBIEZ, A. L. J. ; KLUYBER, D. 2013. The role of giant armadillos (*Priodontes maximus*) as physical ecosystem engineers. *Biotropica*, 45:537-540.
- DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. B. M.; SEBAIO, F. A.; ANTONINE, Y. 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. 2. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 222 p.
- EMMONS, L. H. 1990. Neotropical rain forest mammals: a field guide. University of Chicago Press, 281 p.
- FERNANDES, P.A.; PESSÔA, V.L.S. 2011. O Cerrado e suas atividades impactantes: uma leitura sobre o garimpo, a mineração e a agricultura mecanizada. *Revista Eletrônica de Geografia*, 3(7):19-37
- FREITAS, R. L. A. 2005. Diversidade de mamíferos em diferentes fitofisionomias do Cerrado do Parque Nacional do Grande Sertão Veredas: um estudo com foto-armadilhas. Dissertação. Programa de pós-graduação em Zoologia de Vertebrados. Ecologia e Conservação. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, 2005, 48p.
- GIBBONS, J.W., SCOTT, D.E., RYAN, T.J., BUHLMANN, K.A., TUBERVILLE, T.D., METTS, B.S., GREENE, J.L., MILLS, T., LEIDEN, Y., POPPY, S., 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience* 50: 653–666
- GUIL, F., AGUDÍN, S., EL-KHADIR, N., FERNANDEZ-OLALLA, M., FIGUEREDO, J., DOMÍNGUEZ, F.G., GARZON, P., GONZALEZ, G., MUÑOZ-IGUALADA, J., ORIA, J. & SILVESTRE, F. 2010. Factors conditioning the camera-trapping efficiency for the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *Eur. J. Wildl. Res.* 56(4):633-640
- HANSKI, 1994.A practical model of metapopulation dynamics. *The Journal of Animal Ecology*, 63: 151-162.
- HARMSSEN, B.J., FOSTER, R.J., SILVER, S., OSTRO, L. & DONCASTER, C.P. 2010. Differential Use of Trails by Forest Mammals and the Implications for Camera-Trap Studies: A Case Study from Belize. *Biotropica* 42: 126-133.
- INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2004. Monitoramento da floresta amazônica brasileira por satélite: Projeto Prodes. INPE, São José dos Campos, São Paulo. Disponível em <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.html>

- JENNI, G. D. L. PETERSON, M. N. CUBBAGE, F. W. JAMESON, J. K. 2012. Assessing biodiversity conservation conflict on military installations. *Biological Conservation*, 153: 127-137.
- JUAREZ, K. M. . 2008. Mamíferos de médio e grande porte nas unidades de conservação do Distrito federal. Tese de doutorado em biologia animal. Universidade de Brasília, 153p.
- KAYS, R.W.; SLAUSON, K.M. 2008. Remote cameras. In: Sunarto, Rahel Sollmann, Azlan Mohamed, Marcella J. Kelly. CAMERA TRAPPING FOR THE STUDY AND CONSERVATION OF TROPICAL CARNIVORES. *The Raffles Bulletin of Zoology* 2013 Supplement No. 28: 21–42
- KLINK, C. A., MACHADO, R. B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1 (1): 147-155.
- KÖPPEN, W. 1900. Versucheiner Klassifikation der Klimate, vorzugsweisenachihen Beziehungen zur Pflanzenwelt. *Geographische Zeitschrift* 6: 657-679
- LAGE, A. R. B. 2011. Efeitos da fragmentação de habitat sobre a comunidade de mamíferos do médio Araguaia: aspectos teóricos, descritivos e conservacionistas. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Evolução. Universidade Federal de Goiás. 2011.
- LARRUCEA, E.S., BRUSSARD, P.F., JAEGER, M.M. & BARRETT, R.H. 2007. Cameras, coyotes, and the assumption of equal detectability. *J Wildl Manage.* 71(5):1682-1689.
- LEIBOLD, M.A.; HOLYOAK, M.; MOUQUET, N.; AMARASEKARE, P.; CHASE, J.M.; HOOPES, M.F.; HOLT, R.D.; SHURIN, J.B.; LAW, R.; TILMAN, D.; LOREAU, M.; GONZALES, A. 2004. The metacommunity concept: a framework for multi-scale community ecology. *Ecology letters* 7:601-613.
- LESLIE, M., MEFFE G.K., HARDESTY J.L., ADAMS, D.L. 1996. *Conserving Biodiversity on Military Lands: A Handbook for Natural Resource Managers*. Arlington Lands: A Guide for Natural Resources Managers. Arlington (VA): Nature Serve.
- LESSA, L.G.; ALVES, H.; LENA GEISE, L.; BARRETO, R.M.F. 2012. Mammals of medium and large size in a fragmented cerrado landscape in northeastern Minas Gerais state, Brazil. *CheckList* 8(2): 192-196.
- MacARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, NJ: Princeton University Press
- MACHADO, R.B., M.B. RAMOS NETO, P. PEREIRA, E. CALDAS, D. GONÇALVES, N. SANTOS, K. TABOR & M. STEININGER. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Conservation International do Brasil*, Brasília.
- MARINHO-FILHO J.; RODRIGUES, F.H.G, JUAREZ, K.M. 2002. The cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history; p. 266-284 In P.S. Oliveira and R.J. Marquis (ed.) *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York: Columbia University Press.

- MAZZOLLI, M. 2006. Persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro. Tese (Doutorado em Ecologia). Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 105p.
- MILLER, B., DUGELBY, B., FOREMAN, D., MARTINEZ DEL RÍO, C., NOSS, R., PHILLIPS, M., READING, R., SOULÉ, M. E., TERBORGH, J. & WILLCOX, L., 2001. The Importance of Large Carnivores to Healthy Ecosystems. *Endangered Species UPDATE* 18: 202-210.
- MOHD-AZLAN J. 2009. The use of camera traps in Malaysian rainforests. *Journal of Tropical Biology and Conservation* 5: 81-86
- MOREIRA J.C., MANDUCA E.G., GONÇALVES.P R., STUMPP R., PINTOC.G.C., LESSA G.. 2008. Mammals, Volta Grande Environmental Unity, Triângulo Mineiro, states of Minas Gerais and São Paulo, Southeastern Brazil. *Checklist* 4: 349-357.
- MYERS, N., R.A. MITTERMEIER, C.G. MITTERMEIER, G.A.B. da Fonseca & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858.
- NOSS, R. 1993. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, 33: 700-706
- O'BRIEN, T. G.; KINNAIRD, M. F. 2008. A picture is worth a thousand words: The application of camera trapping to the study of birds. *Bird Conservation International* 18: S144–S162
- O'CONNELL, A. F.; BAILEY, L. L. 2011. Inference for occupancy and occupancy dynamics. Pages 191–205 In A. F. O'Connell, J. D. Nichols, and K.U. Karanth, editors. *Camera traps in animal ecology*. Springer, New York
- OLIVEIRA, I.M. 2010. Riqueza, abundância de espécies, e uso de habitat por mamíferos de médio e grande porte em cinco Unidades de Conservação no Cerrado. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília, 2010, 91p.
- OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R., TORTATO, M.A.; GRAIPEL, M. I. E. 2008. Activity pattern of Atlantic Forest smaller boreal mammals as revealed by camera traps. *Journal of Tropical Ecology*, 24: 563–567.
- PAES, R.C.S.; RIBEIRO, O.C.; CARNEIRO MONTEIRO, L.A.R.; FIGUEIREDO, A.O.; NETO, A.A.C.; OLIVEIRA, J.M.; DA ROSA, G.O.; KEUROGHLIAN, A.; PIOVEZAN, U. & HERRERA, H. M. 2009. Enfermidades de Ocorrência no Porco Monteiro (*Sus scrofa*) no Pantanal Sul-Mato-Grossense, Brasil. *Suiform Soundings*, 9(1): 29 - 34.
- PEARSON, O. P., 1959. A traffic survey of *Microtus-Reith rodentomys* runways. *Journal of Mammalogy*, 40: 169–180.
- PIMM, S.L.; JENKINS, C.N.; JOPPA, L.N., ROBERTS, D.L., RUSSEL, G.J. 2010. How many endangered species remain to be discovered in Brazil? *Natureza e Conservação* 8: 71-77
- RAMESH, T.; DOWNS, C. T. 2014. Modelling large spotted genet (*Genetta tigrina*) and slender mongoose (*Galerella sanguinea*) occupancy in a heterogeneous landscape of South Africa. *Mammalian Biology* 79(5): 331-337
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado: os biomas do Brasil. In: *Cerrado: ambiente e flora*. EMBRAPA, Planaltina, DF, 1998. P 89-116.

- RIBEIRO, P.; MELO, F.R. 2013. Mamífero de médio e grande porte de uma área agricultável em Terezópolis (GO) com notas sobre amostragem. *Neotropical Biology and Conservation* 8(2):68-78
- ROCHA, E.C.; DALPONTE, J.C. 2006. Composição e caracterização da fauna de mamíferos de médio e grande porte em uma pequena reserva de Cerrado em Mato Grosso, Brasil. *Revista Árvore* 30(4):669-678
- ROCHA, G.F.; FERREIRA, L.G.; FERREIRA, N.C.; FERREIRA, M.E. 2011. Detecção de desmatamentos no bioma Cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. *Revista Brasileira de Cartografia* 63(3):341-349
- RODRIGUES, F. H. G.; SILVEIRA, L. JÁCOMO, A. T. A; CARMIGNOTTO, A. P. BEZZERRA, A. M. R, COELHO, D. C., PAGNOZZI, J. & HASS, A. 2002. Composição e caracterização da fauna de mamíferos do Parque Nacional das Emas, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 19: 589-600.
- ROVERO, F.; MARTIN, E.; ROSA, M.; AHUMADA, J. A.; SPITALE, D. 2014. Estimating Species Richness and Modelling Habitat Preferences of Tropical Forest Mammals from Camera Trap Data. *Assessing Tropical Forest Mammal Communities*. 9(7): e103300.
- ROWCLIFFE, J. M.; FIELD, J.; TURVEY, S. T.; CARBONE, C. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1228–1236.
- SANDERSON, E. W. REDEFORD, K. H. VEDDER, A, COPPOLILLO, P.B. WARD.S.E. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape species requirements. *Landscape and Urban Planning*, 58: 41-56.
- SANTOS, A.J. 2003. Estimativas de riqueza em espécies. In *Métodos de estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre* (L. Cullen Jr., R. Rudran & C. Valladares-Pádua, Org.). Ed. da UFPR, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, Curitiba, p.19-41.
- SANO, E. E. ; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* (Print), v. 166, p. 113-124, 2010.
- SILVEIRA, L.; JACOMO, A.T.A.; DINIZ-FILHO, J.A.F. 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation *Biol. Conserv.* 114:351–355
- SOULÉ, M. E & TERBORGH, J., (Eds.) 1999. *Continental Conservation: Scientific Foundations of Regional Reserve*. Island Press, Washington, DC, USA
- SRBEK-ARAUJO, A.C.; CHIARELLO, A.G. 2007. Armadilhas fotográficas na amostragem de mamíferos: considerações metodológicas e comparação de equipamentos. *Revista Brasileira de Zoologia* 24: 647-656
- STEIN, B. A. 2008. Biodiversity and the Military Mission. Chapter 1 in: Benton, N., J.D. Ripley, and F. Powledge, eds. *Conserving Biodiversity on Military Lands: A Guide for Natural Resources Managers*. 2008 edition. Disponível em: <http://www.dodbiodiversity.org>. Arlington, Virginia: Nature Serve.

- SUNARTO, SOLLMANN,R.; MOHAMED,A.; KELLY, M.J. 2013. Camera trapping for the study and conservation of tropical carnivores. The raffles bulletin of zoology Supplement No. 28: 21–42
- SWANK, W.G.; TEER, J.G. 1989. Status of the Jaguar. *Oryx* 23: 14-21.
- TERBORGH, J., 1988. The big things that run the world - a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology* 2: 402-403
- TREVES, A., KARANTH, U., 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology* 17: 1491-1499
- TROLLE M., BISSARO M.C., PRADO H.M..2007. Mammal survey at a ranch of the Brazilian cerrado. *Biodiversity and Conservation* 16: 1205-1211.
- WIKRAMANAYAKE, E. , McKNIGHT, M. DINERSTEIN, E. JOSHI, A. GURUNG, B. SMITH, D. 2004 Designing a conservation landscape for tigers in human-dominated environments. *Biological Conservation*, 18: 839-844
- WOODROFFE, R. GISBERG, J.R 1998. Edge effects and the extinction of population inside protected areas. *Science*, 280: 2126-2128.

ANEXO A



Figura 4. Espécies de ocorrência do Campo de Instrução de Formosa, GO, 2014. a) *Myrmecophaga tridactyla*; b) *Ozotoceros bezoarticus*, c) *Tapirus terrestris*, d) *Chrysocyon brachyurus*, e) *Pecari tajacu*, f) *Mazama gouazoubira*, g) *Conepatus semitriatus*, h) *Puma concolor*



Figura 4. Cont. i) *Sylvilagus brasiliensis*, j) *Cuniculus paca*, l) *Leopardus pardalis*, m) *Tamandua tetradactyla*, n) *Cerdocyon thous*, o) *Eira barbara*, p) *Didelphis albiventris* q) *Panthera onca*



Figura 4. Cont. r) *Dasypus novemcinctus*, s) *Nasua nasua*, t) *Dasyprocta azarae*, u) *Hydrochoerus hydrochaeris*, v) *Cabassous sp.*, w) *Priodontes maximus*, x) *Procyon cancrivorus* e y) *Euphractus sexcinctus*

CAPÍTULO 4 - PADRÕES DE OCUPAÇÃO DE MAMÍFEROS DE MÉDIO E MAIOR PORTE EM UMA ÁREA MILITAR DO CERRADO

Resumo

A ocupação de uma espécie ou um conjunto de espécies na paisagem pode fornecer aos administradores e pesquisadores de vida selvagem informações cruciais para o monitoramento e conservação de populações animais, uma vez que a forma como as espécies ocupam a paisagem pode refletir seus requerimentos ecológicos e os custos e benefícios relativos de diferentes habitats. Neste estudo, foram utilizados dados de detecção e não detecção obtidos por armadilhas fotográficas juntamente com variáveis ambientais para determinar a probabilidade de ocupação de mamíferos de médio e maior porte em uma área militar, enfatizando a importância destas áreas para a persistência de mamíferos. Foi estimada a ocupação de 16 espécies usando o método única-estação, com frequência suficiente para convergência no programa Presence. Os resultados dos modelos indicaram que densidade de árvores e distância da mata foram as co-variáveis preditoras para a ocupação da maioria das espécies, indicando a importância da manutenção da estrutura e heterogeneidade dos habitats para conservação de mamíferos.

Palavras-chave: Ocupação, armadilha fotográfica, uso de habitat, espécies ameaçadas, área militar, Cerrado

OCCUPANCY PATTERNS OF MEDIUM AND LARGE MAMMALS IN A CERRADO MILITARY AREA

Abstract

The occupancy of one or more species in the landscape can provide to administrators and wildlife researchers crucial information for monitoring and conservation of animal populations, as the manner of how species occupy the landscape reflects their ecological requirements and their costs and benefits relative to the different habitats. This study used detection and non-detection data obtained by camera traps along with environmental variables to determine the occupancy probability of medium and larger mammalian in a military area, emphasizing the importance of these areas to the persistence of mammals. The occupancy of species was estimated by using the single-season method. The probability of occupancy was modeled for 16 species with sufficient number of detection to converge into the Presence program. The results indicated that the tree density and distance from de gallery forest were the determining covariates to the occupancy of most species, indicating the importance of maintaining the vegetation structure of natural habitats for mammalian conservation.

Key words: Occupancy, camera-traps, habitat use, endangered species, military area, Cerrado

1-Introdução

Os mamíferos são considerados espécies-chave na conservação da biodiversidade, pois desempenham funções essenciais na manutenção do equilíbrio dos ecossistemas (Mills *et al.*, 1993). Carnívoros podem exercer o controle da densidade, distribuição e comportamento de suas presas (Ripple & Beschta 2004, Oliveira *et al.*, 2010). Herbívoros são considerados engenheiros ecológicos por moldar a estrutura e composição da comunidade de plantas, além de seu importante papel no consumo de frutos e dispersão de sementes (Smythe, 1986; Fragoso *et al.*, 2003). Entretanto, os mamíferos são altamente vulneráveis à extinção devido a suas taxas de recrutamento relativamente baixas e grandes áreas de vida (Woodroffe & Ginsberg, 1998, Ceballos & Ehrlich 2002, Cardillo *et al.*, 2005, Morrison *et al.*, 2007, Festa-Bianchett *et al.*, 2011, Long *et al.*, 2011).

O Cerrado é considerado um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade, com aproximadamente 13% (194 espécies) da diversidade de mamíferos do Brasil (Marinho-Filho *et al.*, 2002). Caracterizado por um complexo mosaico de fitofisionomias, variando de campos abertos a florestas fechadas (Ratter *et al.*, 1997), grande parte desta diversidade está ameaçada pela conversão de vegetação natural em áreas agropastoris (Klink & Machado, 2005; Sano *et al.*, 2010). Apesar disso, somente 3% da área total do Cerrado se encontra protegida em unidades de conservação de proteção integral (Brasil, 2014), e algumas delas são muito pequenas e isoladas para manter populações viáveis de mamíferos de médio e maior porte em longo prazo (Woodroffe & Ginsberg, 2000). Portanto, a persistência de mamíferos de amplo alcance ou grande tamanho corporal pode depender da sua sobrevivência fora das unidades de conservação. Conservação efetiva da biodiversidade deve, portanto, integrar uso e proteção através de um mosaico de paisagem, identificando onde uso humano da paisagem pode favorecer a integridade ecológica da paisagem com um todo (Sanderson *et al.*, 2002). Neste contexto, as áreas militares representam um elemento importante de qualquer estratégia de conservação da biodiversidade, devido ao seu grande tamanho e por representarem remanescentes da cobertura vegetal original, além da tendência de restrição do acesso ao público e mudança do uso da terra (Stein 2008, Benton *et al.*, 2008, Jenni *et al.*, 2012). No entanto, a gestão eficaz e planejamento para conservação de recursos naturais requererem modelos que produzem estimativas confiáveis sobre as relações espécie-habitat.

Pesquisadores têm usado o modelo de ocupação desenvolvido por MacKenzie *et al.*, (2002) para prever a presença de uma espécie como uma função de variáveis independentes (Kroll *et al.*, 2007). Este modelo utiliza dados de detecção e não-deteção para estimar a ocupação de espécies e oferecem uma estrutura analítica robusta para análise de dados coletados a partir de armadilhas fotográficas (MacKenzie *et al.*, 2002, O'Connell & Bailey, 2011; Sarmiento *et al.*, 2011, Cove *et al.*, 2013, Rovero *et al.*, 2013, Kalle *et al.*, 2014). Ocupação ou probabilidade de ocupação é definida como a proporção de área ocupada por uma espécie ou fração de unidades de paisagem onde a espécie está presente (Mackenzie *et al.*, 2002, 2005). No entanto, durante as pesquisas, nem sempre a espécie ou o conjunto de espécies serão detectadas, criando uma fonte de variação porque algumas espécies que estavam presentes na área de estudo podem simplesmente não ter sido detectadas pelos pesquisadores, dando

origem as falsas ausências (MacKenzie *et al.*, 2002). Essa variação é importante para mamíferos uma vez que ela lida com o fator raridade: uma espécie pode ser amplamente distribuída, mas localmente rara, como é o caso da maioria das espécies de mamíferos tropicais (Marinho-Filho *et al.*, 2002). Estimativas de ocupação de habitat que incorporam as probabilidades de detecção da espécie de interesse são essenciais para prescrições de manejo confiáveis, uma vez que conclusões incorretas sobre as relações espécie-habitat podem resultar se probabilidade de detecção não são explicitamente considerada nas análises (MacKenzie, 2006). A abordagem de ocupação desenvolvida por Mackenzie *et al.*, (2002) portanto, tem sido reconhecido como um método eficaz para identificar áreas dentro de uma paisagem que são usadas por uma espécie (Linkie, *et al.*, 2007, Long *et al.*, 2011, Sarmiento *et al.*, 2011, Rovero *et al.*, 2013, Kalle *et al.*, 2014, Shannon *et al.* 2014). O método é baseado na premissa de que mudanças na proporção de área ocupada por espécies podem ser correlacionadas com mudanças no tamanho da população e reconhece explicitamente que dada à ocorrência de uma espécie em uma área, a probabilidade de detecção em uma única pesquisa é geralmente menor do que um (MacKenzie *et al.*, 2002). Estudos de ocupação de espécies são geralmente feitos em paisagens altamente modificadas, onde os padrões de ocupação podem já estar alterados (Yates & Muszika, 2006; Price *et al.*, 2010, Jennings *et al.*, 2005). No entanto, estimar a ocupação de espécies ou de um conjunto de espécies em paisagens naturais pode fornecer aos administradores e pesquisadores de vida selvagem informações cruciais para o monitoramento e conservação de populações animais, uma vez que a forma como as espécies ocupam a paisagem pode refletir seus requerimentos ecológicos e os custos e benefícios relativos de diferentes habitats (Morrison *et al.*, 2006, Poley 2014). Os objetivos deste trabalho foram (1) estimar e gerar modelos de ocupação de espécies de mamíferos de médio e maior porte usando dados de detecção/não detecção obtidos por armadilhas fotográficas no Campo de Instrução de Formosa, uma área militar localizada no Cerrado brasileiro; (2) testar se ocupação varia com co-variáveis ambientais, e (3) determinar quais as características da paisagem que mais influenciam a ocupação de habitats.

2-Material e Métodos

2.1-Área de Estudo

O estudo foi realizado em uma área de 15.000ha dentro do Campo de Instrução do 6º Grupo de Lançadores Múltiplos de Foguetes - Astro II (CIF), uma área militar pertencente ao Exército Brasileiro, com aproximadamente 117.000ha (Figura 1). Localizado na Bacia do Rio São Francisco entre os Rios Preto e Bezerra, no município de Formosa (GO), sua cobertura vegetal, segundo a classificação de Ribeiro & Walter (1998), é formada por Cerrado *sensu stricto*, Parque de Cerrado, Campo Sujo, Campo Limpo, Vereda e Mata de Galeria. O clima da região é Aw (Köppen, 1900) com duas estações bem definidas, inverno seco e verão chuvoso.

O CIF possui áreas de treinamento onde são praticados exercícios de treinamento de lançamento de foguetes do Sistema de Artilharia de Foguetes para Saturação da Área (ASTROS II), contribuindo para a pesquisa na área de foguetes no Brasil e o desenvolvimento

de novas tecnologias. O acesso à visitação pública é restrito. Nas áreas limítrofes do CIF, numa faixa de 2km, o Exército Brasileiro estabeleceu contratos agrários com os proprietários rurais vizinhos na forma de arrendamento com uso permitido apenas de atividade pecuária.

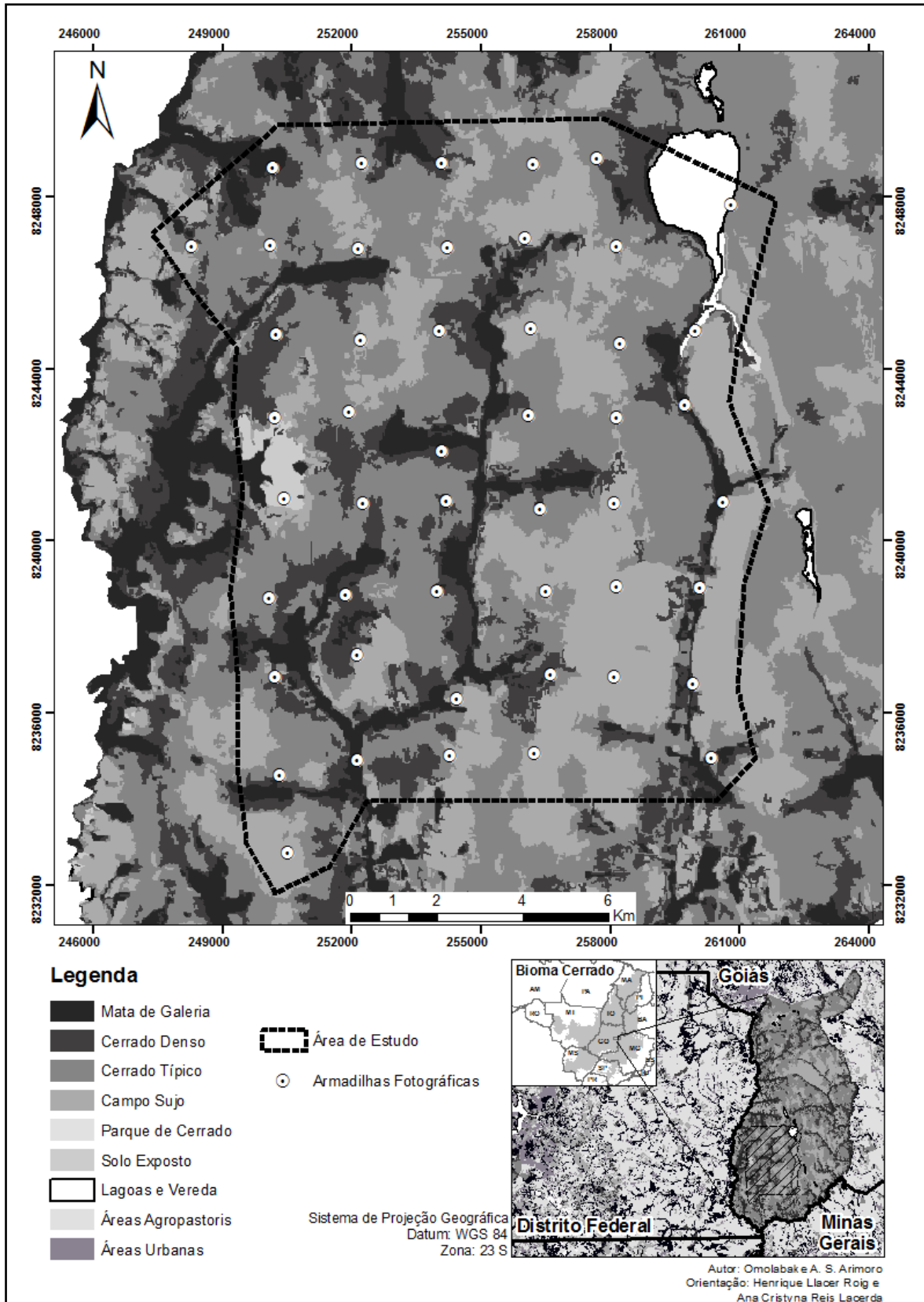


Figura 20: Localização da área de estudo

2.2-Coleta de dados

Para verificar ocupação e abundância relativa de mamíferos de médio e grande porte no Campo de Instrução de Formosa-GO foi feito uma pesquisa com armadilhas fotográficas entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015 usando uma grade sistemática de 2 x 2 km² cobrindo todos os tipos de vegetação em 50 sítios amostrais. Uma grade sistemática de 2 x 2 km² é considerada apropriada para estudos de mamíferos de médio e grande porte (Ramesh *et al.*, 2013, Ramesh & Downs, 2014) devido a sua alta mobilidade e áreas de vida relativamente grandes. Cada sítio tinha uma armadilha fotográfica, da marca Bushnell Trophy Cam HD, disparadas por sensores infravermelho passivos para otimizar a obtenção de imagens de animais em movimento (Rowcliffe *et al.*, 2008). Quando possível as armadilhas fotográficas foram colocadas ao longo de trilhas de animais, e fixadas a uma altura média de 50 cm do solo em uma árvore ou numa estaca. As armadilhas fotográficas foram programadas para operar 24 horas, totalizando um esforço amostral de 6.549 armadilhas/dia. As demais configurações de instalação e funcionamento das câmeras foram feitas de acordo com o protocolo de Ramesh & Downs (2014). O período de revisão para troca de pilhas e dos cartões de memória foi a cada 30 dias.

2.3-Covariáveis

Estudos publicados abordando a ocupação de mamíferos de médio e maior ou sobre os requerimentos ecológicos das espécies foram utilizados para desenvolver um conjunto de covariáveis preditoras (p. ex. Sarmiento *et al.*, 2011, Thornton *et al.*, 2011, Vynne *et al.*, 2011, Ramesh & Downs, 2014). Estas podem ser de duas categorias, covariáveis de sítio ou covariáveis de amostragem. A primeira é composta daquelas que são permanentes em cada sítio ao longo de toda a pesquisa; a segunda é composta daquelas que variam ao longo do tempo. A seguir, apresentamos resumidamente as covariáveis utilizadas nesse estudo, para maiores detalhes reveja o Capítulo 2.

Para a obtenção das covariáveis de habitat foi elaborado um mapa de vegetação para a área de estudo, usando uma classificação orientada ao objeto, baseada em regras e lógica nebulosa (fuzzy) a partir de uma imagem de satélite Landsat 8 OLI/TIRS de 16/07/2014, usando o programa ENVI *Feature extraction* (FX) (ENVI, 2008). A classificação final conteve nove classes: Mata de Galeria, Cerrado Denso, Cerrado Típico, Campo Sujo, Vereda, Parque de Cerrado, Solo Exposto, Lagoa e Área Edificada (Capítulo 2). O programa ArcGIS v10.1 (ESRI, 2012) foi usado para extrair a proporção, pi, em um buffer de 1km ao redor de cada sítio que é ocupado por cada tipo i de habitat (Tabela 1).

Adicionalmente, foram medidas duas covariáveis descritoras da estrutura da vegetação em escala local: densidade de árvores e a densidade de arbustos (Tabela 1). Quatro parcelas de 5x10m foram amostradas em cada sítio, a partir do ponto de amostragem, com orientação norte-sul e leste-oeste. Nas parcelas foram medidas todas as árvores com de circunferência à altura do peito (CAP) acima de 5 cm e todos os arbustos. A covariável declividade foi calculada usando a altimetria do modelo de superfície do SRTM (folha 15s48, Topodata – INPE). Além

destas covariáveis, foram avaliadas outras duas relacionadas ao arranjo espacial e uma relacionada à diversidade de habitats, sendo elas: distância da mata de galeria, distância de rios, lagoa e vereda e o índice de diversidade de Shannon (Tabela 1). As covariáveis distância da estrada, distância da borda e da área de impacto foram testadas nos modelos para verificar seus efeitos na probabilidade de ocupação das espécies. Todas as distâncias foram calculadas por meio da distância euclidiana no ArcGIS 10.1, a partir do mapa de vegetação elaborado para este estudo. O impacto do fogo ocorrido no final de setembro e que atingiu 6.906,15ha de extensão, representando 35,69% da área de estudo na probabilidade de ocupação e detecção das espécies foi avaliado através do índice diferenciado de queimada por razão normalizada ou índice de severidade de queimada (dNBR), calculado a partir de matemática de bandas, obtido através do programa ENVI v5.0 (ESRI, 2008). O índice de regeneração da vegetação (Riaño *et al.*, 2002; Lhermitte *et al.*, 2011) foi utilizado para verificar o efeito da recuperação da vegetação após o fogo na probabilidade de ocupação e detecção da espécies (Tabela 1).

Tabela 9: Covariáveis usadas para modelar a probabilidade de ocupação (ψ) de mamíferos de médio e maior porte do Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto 2014 e fevereiro de 2015

Símbolo	Tipo	Descrição
M	Sítio	Proporção em % de Mata de Galeria em um buffer de 1km em cada sítio
CD	Sítio	Proporção em % de Cerrado Denso em um buffer de 1km em cada sítio
CT	Sítio	Proporção em % de Cerrado Típico em um buffer de 1km em cada sítio
CS	Sítio	Proporção em % de Campo Sujo em um buffer de 1km em cada sítio
PC	Sítio	Proporção em % de Parque de Cerrado em um buffer de 1km em cada sítio
V	Sítio	Proporção em % de Vereda em um buffer de 1km em cada sítio
S	Sítio	Proporção em % de Solo exposto em um buffer de 1km em cada sítio
DensArv	Sítio	Densidade de árvores com CAP > 5cm em quatro parcelas de 5x10m em cada sítio
DensArb	Sítio	Densidade de arbustos em quatro parcelas de 5x10m em cada sítio
DistM	Sítio	Distância em metros de cada sítio a Mata de Galeria mais próxima
DistE	Sítio	Distância euclidiana em metros de cada sítio a estrada mais próxima
DistA	Sítio	Distância euclidiana em metros de cada sítio ao corpo de água mais próximo
DistI	Sítio	Distância euclidiana em metros de cada sítio a área de impacto mais próximo
SHDI	Sítio	Valor do índice de Shannon para cada sítio. Esse índice varia de 0 a $+\infty$, onde 0 indica que a paisagem contém um único tipo de fragmento, ou seja, nenhuma diversidade; e valores maiores que 0 indicam que a paisagem possuem diferentes tipos de fragmentos.
Decliv	Sítio	Valor da declividade em graus para cada sítio
ISque	Amostragem	Índice diferenciado de queimada por razão normalizada.
RI	Amostragem	Valor do índice de regeneração para cada sítio. Esse índice varia entre 0 a 1, sendo que 1 significa regeneração total da cobertura vegetal.

2.4-Análise de dados

Foi utilizado o modelo de ocupação única estaçãopara estimar ambas as probabilidades de ocupação (ψ) e detecção (p) (Mackenzie *et al.*, 2002, 2005). Este modelo utiliza pesquisas repetidas em múltiplos sítiospara construir uma estimativa de probabilidade de ψ e p usando

uma série de argumentos probabilísticos. Falsas ausências podem ser corrigidas ao estimar a probabilidade de detecção, proporcionando assim uma avaliação mais precisa dos valores de ocupação de cada local (MacKenzie *et al.*, 2002, 2005). A história de detecção (h_i) de cada espécie foi construída num formato de matriz para cada sítio (i.e. para cada armadilha fotográfica) num total de 64 ocasiões de amostragem. Cada ocasião foi composta por três dias consecutivos, no qual o valor 1 indica a detecção de uma espécie no sítio de amostragem durante aquela ocasião (no mínimo uma vez em três dias), o valor 0 indica a não-deteção e o símbolo – indica uma informação perdida por mau funcionamento da armadilha fotográfica. As principais premissas de desse modelo são: (1) o estado de ocupação em cada sítio não mudadurante o período de pesquisa; (2) a probabilidade de ocupação é constante em todos os locais ou diferenças na probabilidade de ocupação são modeladas usando covariáveis; (3) a probabilidade de detecção de espécies é constante em todos os sítios e pesquisa ou é função de covariáveis; (4) a detecção de espécies em cada pesquisa de um sítio é independente de detecções durante outras pesquisas do sítio; (5) as histórias de detecção observadas em cada sítio são independentes.

Primeiramente foram gerados modelos nulos, onde os parâmetros de ocupação (ψ) e detecção (p) foram constantes entre as unidades amostrais e ocasiões de amostragem, ou seja, considerando a hipótese de que a ocupação não foi influenciada por nenhuma covariável. Posteriormente, ψ e p foram modelados como uma função de diferentes combinações das covariáveis de sítio ou de amostragem (Tabela 1). Uma análise de regressão logística foi então executada para determinar as covariáveis que melhor explicam a probabilidade de ocupação para cada sítio de amostragem (MacKenzie *et al.*, 2005). As histórias de detecção de cada espécie e as covariáveis foram importadas no software PRESENCE v.7.8 (Hines, 2014). Para selecionar os “melhores” modelos entre os modelos candidatos foi utilizado o Critério de Informação de Akaike (AIC) (Burnham & Anderson 2002). Os modelos considerados com um nível substancial de suporte empírico foram aqueles com $\Delta AIC \leq 2$ (Burnham & Anderson, 2002). O Akaike pesado (AIC_{wi}) foi usado para avaliar o peso de evidência em favor de um dado modelo ser o melhor modelo no conjunto de modelos candidatos (Burnham & Anderson 2002). Para testar o ajuste dos modelos, foi feito um procedimento paramétrico com 2000 *bootstraps*, como recomendado por Mackenzie & Bailey (2004), e então, estimados o nível de significância, baseado em um teste de qui-quadrado e o parâmetro de dispersão \hat{c} para o modelo. Valores de \hat{c} próximos de 1 indicam que o modelo descreve adequadamente os dados, valores superiores a 1 indicam que há maior dispersão nos dados observados do que os esperados pelo modelo, e valores menores que 1 indicam que existe menor dispersão (Burnham & Anderson, 2002). Os modelos que não tiveram um $\Delta AIC \leq 2$ e nível de significância $P \geq 0,05$ não foram considerados, sendo excluídos do conjunto de modelos gerados para cada espécie. Uma vez obtidos os melhores modelos, foram construídos gráficos para representar a relação entre ψ e as covariáveis ambientais. Todas as análises foram executadas no programa Presense v.7.8 (Hines, 2014).

3-Resultados

Entre agosto de 2014 a fevereiro de 2015, foram identificadas 26 espécies de mamíferos silvestres de médio e maior porte, a partir de um esforço amostral de 6.549 armadilhas/dia. A modelagem de probabilidade de ocupação foi realizada para 16 espécies com número de detecções suficiente para convergência no programa Presence. Assim, consideraram-se as espécies com número de registros maior que nove ou estimativa *naive* de ocupação ≥ 0.04 . O modelo nulo teve pouco suporte para qualquer das espécies estudadas, com exceção de *Cuniculus paca* (Tabela 10). Densidade de árvores (DensArv) foi a covariável preditora para a ocupação da maioria das espécies, e teve uma influência negativa na ocupação de *Ozotocerus bezoarticus* e *Conepatus semistriatus* e positiva para *Mazama gouazoubira*, *Pecari tajacu*, *Eira barbara*, *Sylvilagus brasiliensis*, *C. paca*, *Puma concolor*, *Leopardus pardalis* e *Dasybus novemcinctus*. Distância da Mata de Galeria (DistM) foi a segunda covariável mais selecionada pelos modelos e afetou negativamente a probabilidade de ocupação de *Mazama gouazoubira*, *Pecari tajacu*, *Conepatus semistriatus*, *Eira barbara*, *P. concolor* e *Dasybus novemcinctus* (Tabela 10).

Tabela 10: Modelos de ocupação para mamíferos de médio e grande porte no Campo de Instrução de Formosa-GO. Onde, AIC = Critério de Informação de Akaike; ΔAIC = diferença entre o AIC de cada modelo e o menor AIC; AIC_{wi} = é o peso proporcional do modelo i no conjunto de modelos; K = número de parâmetros; \hat{c} = dispersão dos dados observados em relação ao esperado pelo modelo; P = o ajuste do modelo em relação aos dados observados

MODELO	ΔAIC	AIC_{wi}	K	P	\hat{c}
ARTIODACTYLA					
Cervidae					
<i>Ozotecerus bezoarticus</i>					
$\psi(\text{DensArv})p(.)$	0.00	0.7158	3	0.2379	1.1694
$\psi(\text{DensArv} + \text{IReg})p(.)$	2.00	0.2633	4	0.2284	1.1777
$\psi(.)p(.)$	7.07	0.0209	2	0.3013	1.1201
<i>Mazama gouazoubira</i>					
$\psi(\text{DensArv} + \text{DistM})p(.)$	0.00	0.5846	4	0.3428	1.1193
$\psi(\text{DensArv})p(.)$	1.12	0.3339	3	0.0720	1.8918
$\psi(.)p(.)$	4.16	0.0290	2	0.0425	2.0235
Tayassuidae					
<i>Pecari tajacu</i>					
$\psi(\text{DensArv} + \text{DistM})p(.)$	0.00	1.000	4	0.5337	0.9994
$\psi(.)p(.)$	62.72	0.000	2	0.0010	18.5846
CARNIVORA					
Canidae					
<i>Cerdocyon thous</i>					
$\psi(.)p(.)$	0.00	1.000	2	0.0160	33.8295
<i>Chrysocyon brachyurus</i>					
$\psi(.)p(.)$	0.00	1.000	2	0.0685	2.0950
Felidea					
<i>Leopardus pardalis</i>					
$\psi(\text{DensArv} + \text{DistM})p(.)$	0.00	0.999	4	0.2299	1.4503
$\psi(.)p(.)$	19:45	0.001	2	0.0000	1.4529
<i>Puma concolor</i>					
$\psi(\text{DistM} + \text{DistE})p(.)$	0.00	0.4611	4	0.9995	0.0596
$\psi(\text{DensArv} + \text{DistE})p(.)$	0.93	0.2896	4	0.9995	0.0593
$\psi(\text{DensArv} + \text{DistM} + \text{DistE})p(.)$	1.23	0.2493	5	0.9995	0.0589
$\psi(.)p(.)$	26.10	0.0000	2	0.0025	34.6848
Mephitidae					
<i>Conepatus semistriatus</i>					
$\psi(\text{DensArv} + \text{DistM})p(.)$	0.00	0.7790	4	0.9995	0.0443
$\psi(.)p(.)$	2.52	0.2210	2	0.0000	33.8100

Tabela 10 (Cont.): Modelos de ocupação para mamíferos de médio e grande porte no Campo de Instrução de Formosa-GO. Onde, AIC = Critério de Informação de Akaike; ΔAIC = diferença entre o AIC de cada modelo e o menor AIC; AIC_{wi} = é o peso proporcional do modelo i no conjunto de modelos; K = número de parâmetros; \hat{c} = dispersão dos dados observados em relação ao esperado pelo modelo; P = o ajuste do modelo em relação aos dados observados

MODELO	ΔAIC	AIC_{wi}	K	P	\hat{c}
Mustelidae					
<i>Eira barbara</i>					
$\psi(\text{DensArv})p(.)$	0.00	0.6633	3	0.1224	0.4992
$\psi(\text{DensArv} + \text{DistM})p(.)$	1.36	0.3360	4	0.9995	0.0021
$\psi(.)p(.)$	13.81	0.0007	2	0.0710	1.6975
Procyonidae					
<i>Nasua nasua</i>					
$\psi(\text{DensArv} p.)$	0.00	0.9646	3	0.4793	0.0053
$\psi(.)p(.)$	6.61	0.0162	2	0.4283	0.0218
LAGOMORPHA					
Leporidae					
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>					
$\psi(\text{DensArv})p(.)$	0.00	0.8501	3	0.8931	0.3470
$\psi(.)p(.)$	3.47	0.1499	2	0.8661	0.3684
PERISSODACTYLA					
Tapiridae					
<i>Tapirus terrestris</i>					
$\psi(.)p(.)$	0.00	1.000	2	0.0240	2.2132
RODENTIA					
Agoutidae					
<i>Cuniculus paca</i>					
$\psi(\text{DensArv})p(.)$	0.00	0.6559	3	0.6022	0.5649
$\psi(.)p(.)$	1.29	0.3441	2	0.6322	0.7819
XENARTHRA					
Dasypodidae					
<i>Dasypus novemcinctus</i>					
$\psi(\text{DensArv})p(.)$	0.00	0.7136	3	0.1569	0.2760
$\psi(\text{DensArv} + \text{DistM})p(.)$	1.88	0.2788		0.1574	0.2718
$\psi(.)p(.)$	9.08	0.0106	2	0.1039	0.9434
Myrmecophagidae					
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>					
$\psi(M)p(.)$	0.00	0.7226	3	0.2334	1.1696
$\psi(M+CD)p(.)$	1.93	0.2753	4	0.2389	1.1698

$\psi(\cdot)p(\cdot)$	11.66	0.0021	2	0.1079	1.3298
<i>Tamandua tetradactyla</i>					
$\psi(\text{CD})p(\cdot)$	0.00	0.9016	3	0.3323	0.0440
$\psi(\cdot)p(\cdot)$	4.43	0.0984	2	0.3353	0.0427

Foram obtidos modelos para três espécies da ordem Artiodactyla e para uma da ordem Perissodactyla (Tabela 10). *Ozotocerus bezoarticus* foi registrado em 32 sítios, com 196 registros, obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.67 e probabilidade de detecção igual a 0.12. Dois modelos apresentaram $\Delta\text{AIC} \leq 2$, $P > 0.05$ e \hat{c} próximo de 1 (Tabela 10). O melhor modelo de ocupação foi $\psi(\text{DensArv})p(\cdot)$, pelo critério de $\Delta\text{AIC} \leq 2$, sendo que o AIC_{wi} deste modelo corresponde a 0.71 entre os modelos candidatos. A covariável DensArv foi a mais forte preditora de ocupação de *O. bezoarticus*. Quanto maior a densidade de árvores menor a probabilidade de ocupação de *O. bezoarticus* (Figuras 21). O modelo aditivo (DensArv + IReg) $p(\cdot)$ mostrou que o índice de regeneração da cobertura vegetal tem uma influência positiva em ocupação de *O. bezoarticus*. A probabilidade de ocupação de *O. bezoarticus* foi maior em sítios com baixa densidade de árvores e com regeneração da cobertura vegetal.

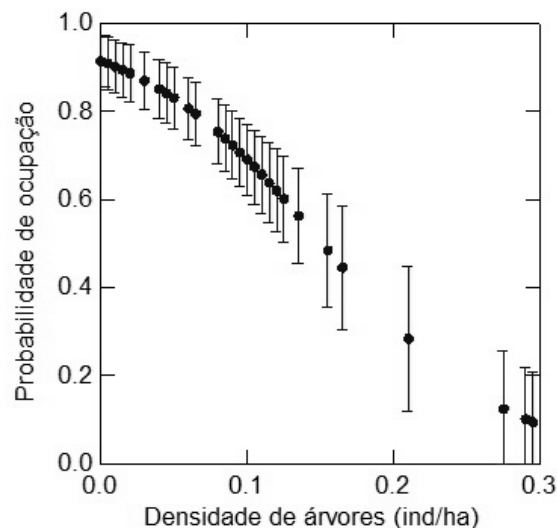


Figura 21: Probabilidade de ocupação (ψ) de *Ozotocerus bezoarticus* Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.

Mazama gouazoubira foi registrado em 14 sítios, com 69 registros, obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.30 e probabilidade de detecção igual a 0.09. O modelo de ocupação por *M. gouazoubira* com melhor ajuste foi o modelo aditivo $\psi(\text{DensArv} + \text{DistM})p(\cdot)$, com peso proporcional do modelo (AIC_{wi}) igual a 0.58 (Tabela 2). Quanto menor a distância de mata de galeria e maior a densidade de árvores maior a probabilidade de ocupação de *M. gouazoubira* (Figura X). O modelo $\psi(\text{DensArv})p(\cdot)$ teve um menor suporte, com AIC_{wi} igual a 0.33 no conjunto de modelos e $\hat{c} > 1$, indicando que há maior dispersão nos dados observados do que os esperados pelo modelo. Quanto maior a densidade de árvores, maior a probabilidade de ocupação de *M. gouazoubira* (Figura 3).

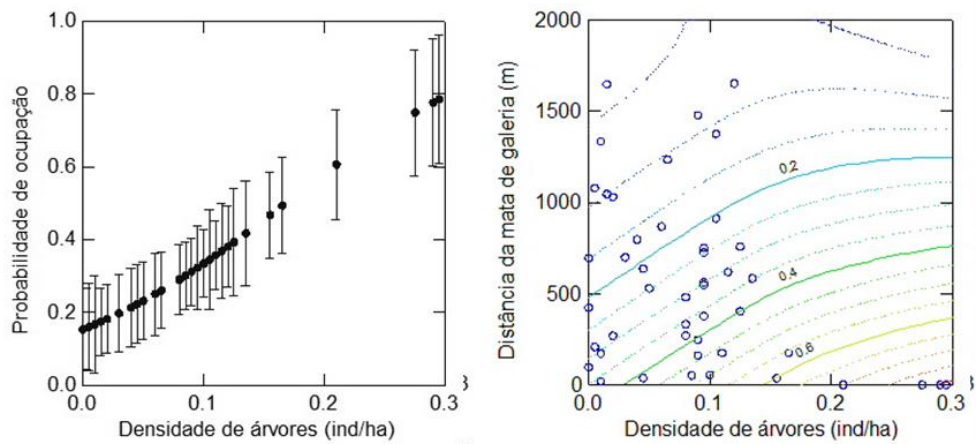


Figura 22: Probabilidade de ocupação (ψ) de *Mazama gouazoubirano* no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.

Pecari tajacu foi registrado em 18 sítios, com 61 registros no total, obtendo uma estimativa *naive* de ocupação igual a 0.37 e probabilidade de detecção igual a 0.07. Um único modelo $\psi(\text{DensArv} + \text{DistM})p(\cdot)$ apresentou $\Delta\text{AIC} \leq 2$, $P > 0.05$ e \hat{c} próximo de 1, sendo que o AIC_{wi} foi igual a 1 (Tabela 10). DensArv e DistM foram covariáveis preditoras importantes de ocupação de *P. tajacu*. A DensArv influenciou positivamente a ocupação de *P. tajacu*, enquanto DistM influenciou negativamente. Assim, quanto maior a densidade de árvores e menor a distância da mata, maior a probabilidade de ocupação de *P. tajacu* (Figura 23).

Tapirus terrestris foi registrado em 30 sítios com 120 registros, obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.63 e probabilidade de detecção igual 0.02. O modelo de ocupação com o maior suporte foi $\psi(\cdot)p(\cdot)$, com $\Delta\text{AIC} \leq 2$, $P > 0.05$ e $\hat{c} > 1$, sugerindo que ocupação de *T. terrestris* é independente das covariáveis testadas (Tabela 10).

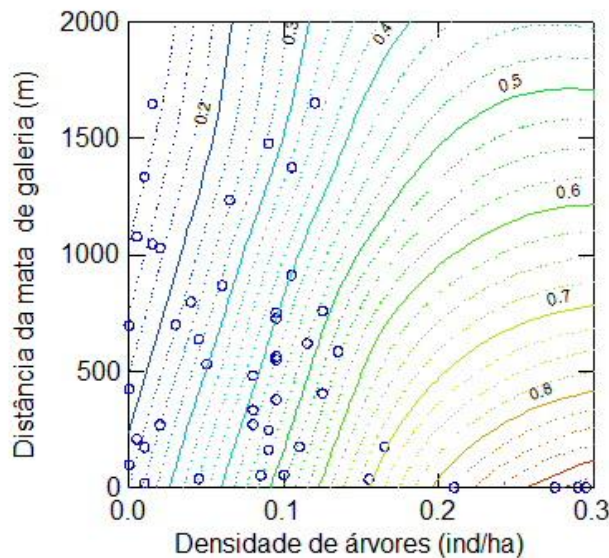


Figura 23: Probabilidade de ocupação (ψ) de *Pecari tajacu* no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.

Foram observadas 12 espécies de carnívoros na área de estudo, sendo que todas as espécies foram incluídas nas análises de ocupação, à exceção de *Panthera onca*, *Leopardus colocolo*, *Lontra longicaudis* e *Procyon cancrivorus* que não houve convergência devido a apresentaram um número insuficiente de registros. Não foi encontrado nenhum efeito das covariáveis testadas sobre a probabilidade de ocupação dos dois canídeos analisados. *Cerdocyon thous* foi registrado em oito sítios com 15 registros obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.17 e probabilidade de detecção igual 0.03. Já, *Chrysocyon brachyurus* foi registrado em 28 sítios com 91 registros obtendo-se uma estimativa *naive* de ocupação de 0.59 e probabilidade de detecção igual 0.06. Para as duas espécies, o modelo de ocupação com o maior suporte foi o modelo nulo $\psi(\cdot)p(\cdot)$, com $\Delta AIC \leq 2$ e $P \geq 0.05$. No entanto, o valor de \hat{c} foi maior que um, indicando que há maior dispersão nos dados observados do que os esperados pelo modelo (provavelmente como efeito de variáveis não incluídas no estudo (Tabela 10).

Leopardus pardalis foi registrado em 13 sítios com 28 registros, obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.28 e probabilidade de detecção igual a 0.03. Um único modelo apresentou $\Delta AIC \leq 2$ e $P \geq 0.05$, com AIC_{wi} igual a 1 (Tabela 10). Densidade de árvore (DensArv) foi uma covariável preditora positiva de ocupação de *L. pardalis*, enquanto DistM foi negativa (Figura 24).

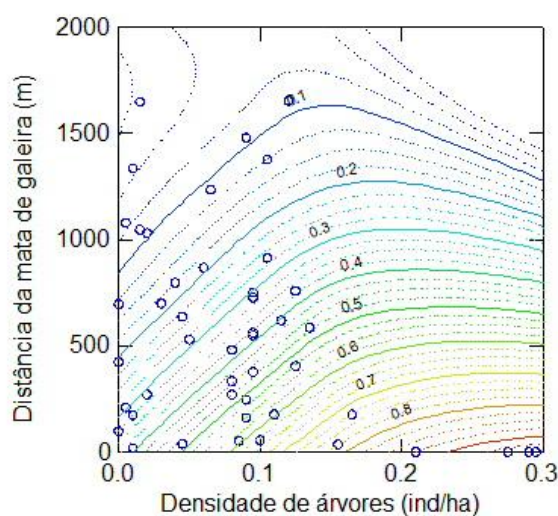


Figura 24: Probabilidade de ocupação (ψ) de *Leopardus pardalis* no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015

Puma concolor foi registrado em 17 sítios, com 40 registros no total, obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.37 e probabilidade de detecção igual a 0.04. Três modelos apresentaram $\Delta AIC \leq 2$ e $P \geq 0.05$ (Tabela 10), indicando um suporte igual para estes modelos. Observa-se que os valores do parâmetro \hat{c} dos modelos são muito menores que 1, significando que há menor variação nos dados observados do que os esperados pelo modelo. O modelo de ocupação por *P. concolor* com melhor ajuste foi o modelo $\psi(\text{DistE} + \text{DistM})p(\cdot)$, com AIC_{wi} igual a 0.46 (Tabela 10). O modelo alternativo $\psi(\text{DensArv} + \text{DistE})p(\cdot)$ teve um menor suporte, com AIC_{wi} igual a 0.29. O modelo aditivo $\psi(\text{DensArv} + \text{DistM} + \text{DistE})p(\cdot)$, com AIC_{wi} igual a 0.25

indica que as co-váriaveis DensArv, DistE e DistM são preditoras de ocupação de *P. concolor*. Considerando as covariáveis analisadas, ambas DistE e DistM tem uma relação negativa com a ocupação de *P. concolor*, enquanto DensArv tem uma relação positiva. Assim, quanto maior a distância da estrada e da mata de galeria, menor a probabilidade de ocupação de *P. concolor* (Figura 25).

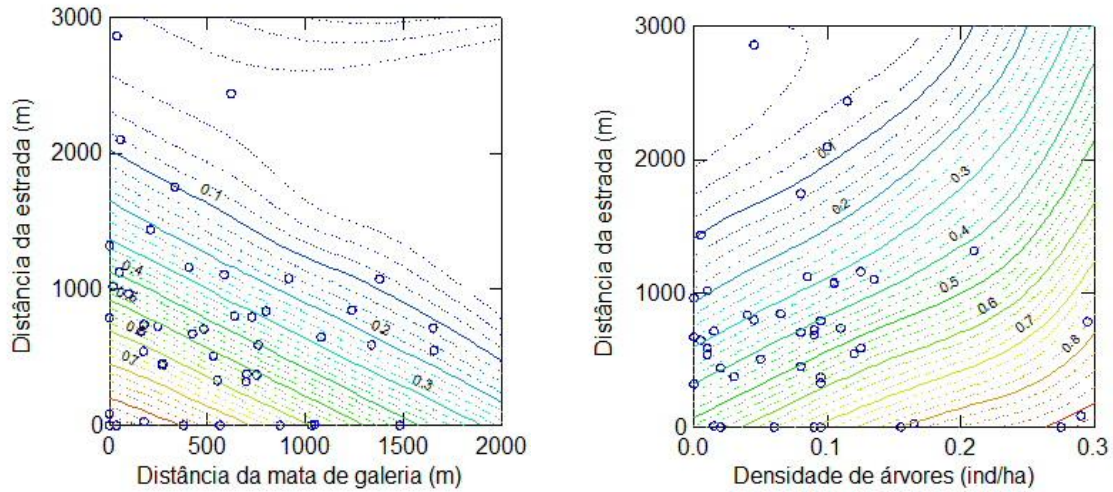


Figura 25: Probabilidade de ocupação (ψ) de *Puma concolor* no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.

Conepatus semistriatus foi registrado em 23 sítios, totalizando 45 registros e obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.50 e probabilidade de detecção igual a 0.03. Um único modelo teve $\Delta AIC \leq 2$ e $P \geq 0.05$ com $AIC_w = 0.78$ (Tabela 10). O modelo indicou que as covariáveis DensArv e DistM são preditoras negativas de ocupação de *C. semistriatus*. Quanto menor a densidade de árvores e menor a distância de mata de galeria maior a probabilidade de ocupação de *C. semistriatus* (Figura 26).

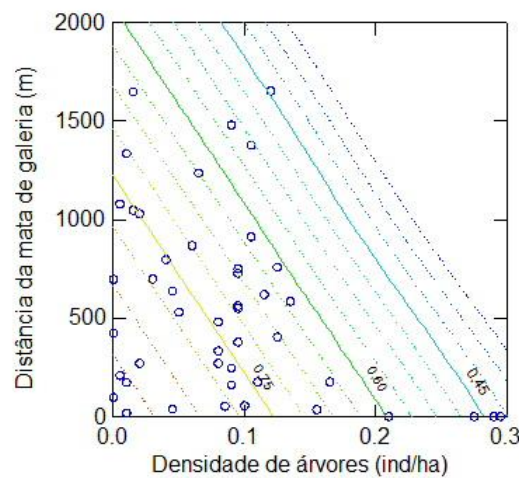


Figura 26: Probabilidade de ocupação (ψ) de *Conepatus semistriatus* no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.

Eira barbara foi registrada em oito sítios, com 16 registros no total e obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.17 e probabilidade de detecção igual a 0.03. Dois modelos apresentaram $\Delta AIC \leq 2$ e $P \geq 0.05$. O melhor modelo foi o mais parcimonioso, $\psi(\text{DensArv})p(\cdot)$, com AIC_{wi} igual a 0.66 (Tabela 10). Em ambos os modelos, a covariável DensArv foi a mais importante, influenciando positivamente a ocupação de *E. barbara*. Quanto maior a densidade de árvores maior a probabilidade de ocupação de *E. Barbara* (Figura 27). O modelo aditivo (DensArv + DistM)p(.) mostrou que a co-variável DistM teve uma relação negativa com a ocupação de *E. barbara*. Assim, quanto maior a densidade de árvores e menor a distância da mata de galeria maior a probabilidade de ocupação de *E. barbara* (Figura 27).

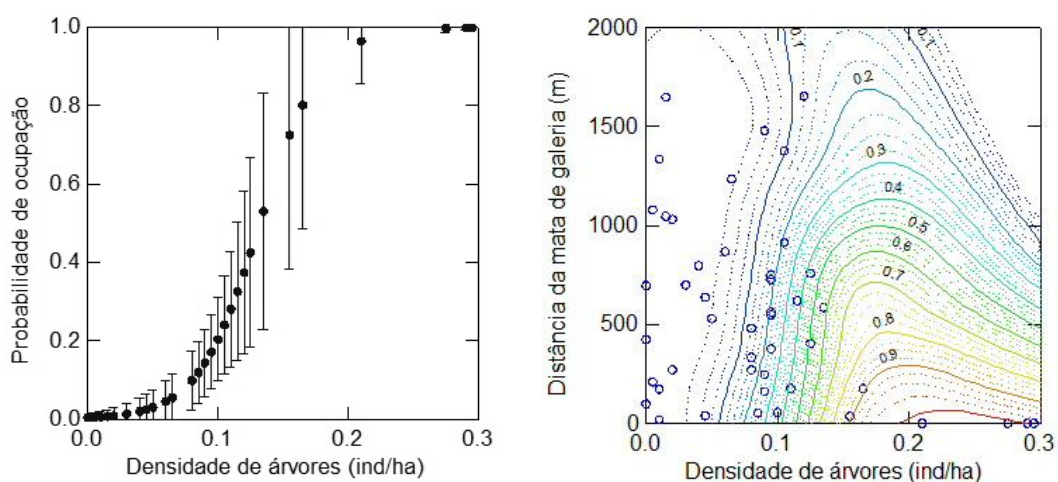


Figura 27: Probabilidade de ocupação (ψ) *Eira barbara* no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.

Nasua nasua foi registrado em cinco sítios com nove registros, obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.09 e probabilidade de detecção igual a 0.04. Um único modelo $\psi(\text{DensArv})p(\cdot)$ apresentou $\Delta AIC \leq 2$ e $P \geq 0.05$, com AIC_{wi} igual a 0.96, respectivamente, indicando que DensArv foi um importante preditor positivo de ocupação de *N. nasua* (Figura 28).

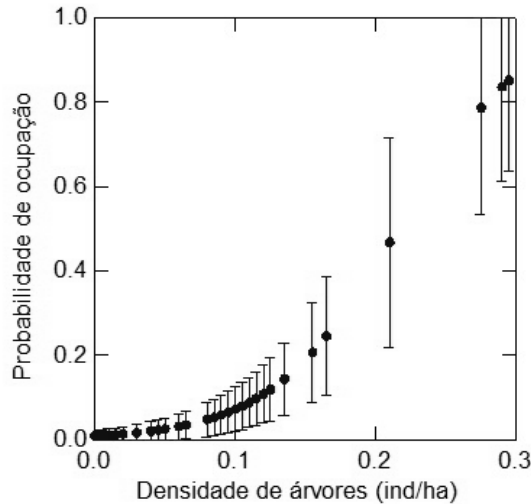


Figura 28: Probabilidade de ocupação (ψ) *Nasua nasua* no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.

A ordem Lagomorpha foi representada por uma única espécie. *Sylvilagus brasiliensis* foi registrado em cinco sítios, com 41 registros no total, obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.11 e probabilidade de detecção igual a 0.17. Um único modelo apresentou $\Delta AIC \leq 2$ e $P \geq 0.05$ com AIC_{wi} igual a 0.85 (Tabela 10). Densidade de árvore (DensArv) foi a covariável preditora de ocupação de *S. brasiliensis*, influenciando-a positivamente (Figura 29).

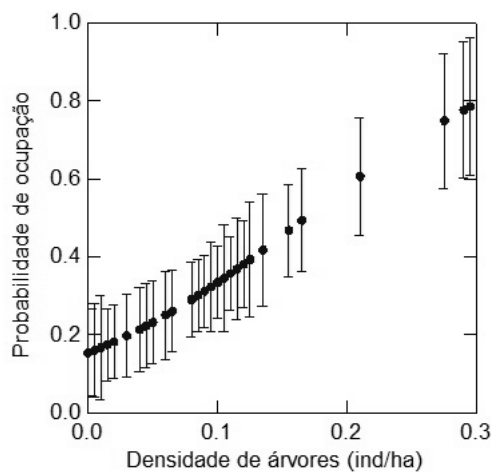


Figura 29: Probabilidade de ocupação (ψ) *Sylvilagus brasiliensis* no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.

Cuniculus paca, pertencente à ordem Rodentia, foi registrado em dois sítios, com 22 registros no total, obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.04 e probabilidade de detecção igual a 0.24. Dois modelos apresentaram $\Delta AIC \leq 2$ e $P \geq 0.05$. O modelo $\psi(\text{DensArv})p(\cdot)$, com AIC_{wi} igual a 0.66, indicou que DensArv foi a covariável preditora de ocupação de *C. paca* influenciando-a positivamente (Tabela 10). Quanto maior a densidade de árvore maior a probabilidade de ocupação de *C. paca* (Figuras 30). O modelo alternativo de ocupação, $\psi(\cdot)p(\cdot)$, com AIC_{wi} igual a 0.34 sugere que ocupação de *C. paca* é independente das co-variáveis testadas (Tabela 10).

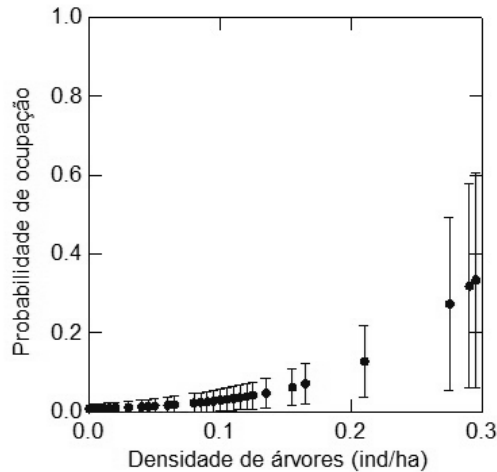


Figura 30: Probabilidade de ocupação (ψ) *Cuniculus paca* no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.

Foram obtidos modelos para três espécies de Xenarthra (Tabela 10). Assim, *Dasyopus novemcinctus* foi registrado em seis sítios com 12 registros, obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.13 e probabilidade de detecção igual a 0.03. O modelo $\psi(\text{DensArv})\rho(\cdot)$ apresentou $\Delta\text{AIC} \leq 2$ e $P \geq 0.05$, com AIC_{wi} igual a 0.71 (Tabela 10), indicando que DensArv foi um importante preditor positivo de ocupação de *Dasyopus novemcinctus* (Figura 31). O modelo aditivo $(\text{DensArv} + \text{DistM})\rho(\cdot)$ mostrou que a covariável DistM teve uma relação negativa com a ocupação de *D. novemcinctus*. Assim, quanto maior a densidade de árvores e menor a distância da mata de galeria maior a probabilidade de ocupação de *D. novemcinctus* (Figura 31).

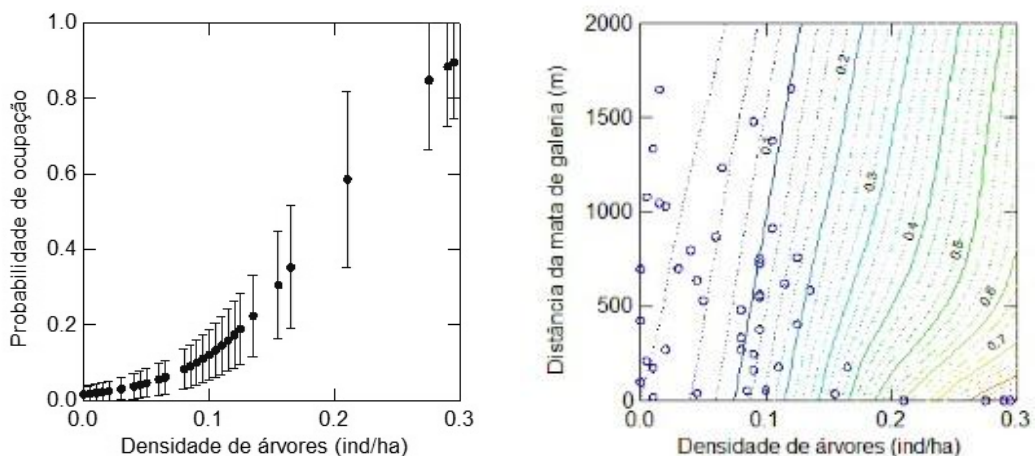


Figura 31: Probabilidade de ocupação (ψ) *Dasyopus novemcinctus* no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.

Myrmecophaga tridactyla foi detectado em 40 sítios, com 231 registros obtendo uma ocupação *naive* estimada de 0.87 e probabilidade de detecção igual a 0.11. Um único modelo de ocupação por *M. tridactyla*, $\psi(M)\rho(\cdot)$, apresentou $\Delta\text{AIC} \leq 2$, $P \geq 0.05$ e \hat{c} próximo de 1 (Tabela

10). A co-variável de habitat M, foi positivamente associada à ocupação de *M. tridactyla*, com AIC_{wi} igual a 1. Quanto maior a proporção de mata de galeria maior a probabilidade de ocupação de *M. tridactyla* (Figura 32).

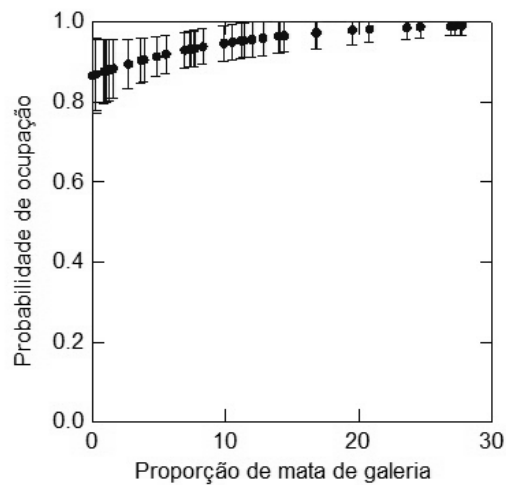


Figura 32: Probabilidade de ocupação (ψ) de *Myrmecophaga tridactyla* no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.

Tamandua tetradactyla foi registrado em oito sítios com 20 registros, obtendo uma estimativa *naive* de ocupação de 0.17 e probabilidade de detecção igual a 0,03. Um único modelo apresentou $\Delta AIC \leq 2$ e $P \geq 0.05$, com AIC_{wi} igual a 0.17 (Tabela 10). A covariável de habitat CD, foi positivamente associada à ocupação de *T. tetradactyla*. Quanto maior a proporção de cerrado denso maior a probabilidade de ocupação por *T. tetradactyla* (Figura 33).

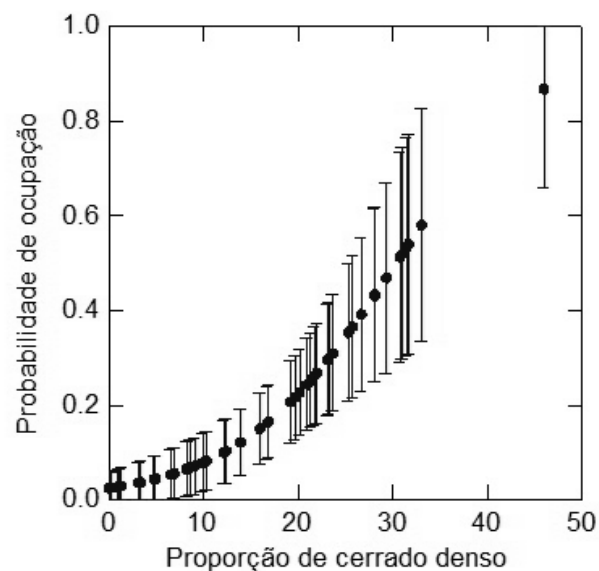


Figura 33: Probabilidade de ocupação (ψ) de *Tamandua tetradactyla* no Campo de Instrução de Formosa, GO, entre agosto de 2014 e fevereiro de 2015.

4-Discussão

Nossa análise da ocupação e associações de uso de habitat de 16 espécies de mamíferos, cinco reconhecidas como ameaçadas de extinção (Brasil 2014), forneceu um novo *insight* para entender o valor de áreas públicas especialmente protegidas, porém, não designadas como unidades de conservação, como o são as áreas militares, para a conservação da biodiversidade em escala da paisagem. Indicadores confiáveis que mostrem as relações espécies-habitat são urgentemente necessários tendo em vista a crise de extinção global (Shannon *et al.*, 2014). Modelos de ocupação são uma alternativa em estudos de relações de espécies-habitat (MacKenzie *et al.*, 2002), uma vez que estimam a probabilidade de uma espécie ocupar um local enquanto as detecções imperfeitas são corrigidas com base nas repetições de dados de detecção/não-detecção (MacKenzie *et al.*, 2006). Igualmente armadilhas fotográficas podem fornecer a administradores e pesquisadores de vida silvestre uma poderosa ferramenta para registro de uma gama diversificada de espécies (O'Connell & Bailey, 2011; Ahumada *et al.*, 2013). Estudos de modelos de ocupação com armadilhas fotográficas fornecem uma estrutura analítica padronizada para estimativas de ocupação de mamíferos de médio e maior porte e mostrou-se eficiente neste estudo. Demais trabalhos como em Linkie *et al.*, (2007) Sarmiento *et al.*, (2011), Cove *et al.*(2013), Ramesh & Downs (2014), Shannon *et al.*, (2014) corroboram a eficácia desta metodologia. O método, por conseguinte, tem um bom potencial para monitoramento da comunidade de mamíferos de médio e maior porte na área de estudo em longo prazo e tem a capacidade de identificar fatores que possam influenciar a persistência destes, através da análise das relações entre os padrões de ocupação e variáveis independentes (Bailey *et al.*, 2004; Sarmiento *et al.*, 2011).

Os resultados obtidos indicaram que a ocupação não foi constante no espaço, fatores como comportamento e co-variáveis ambientais podem ser as forças motrizes para esses resultados (Sarmiento *et al.*, 2011). A estrutura heterogênea da vegetação provou ser uma importante preditora de ocupação, como indicado pela forte resposta da comunidade de mamíferos a covariável densidade de árvores em cada modelo. Uma premissa da ecologia de mamíferos é que ambientes heterogêneos fornecem oportunidades para partição de recursos, permitindo a coexistência de espécies através de mudança de uma ou mais dimensões do nicho ecológico (Lantschner *et al.*, 2012). A fauna de mamíferos de médio e maior porte do Cerrado é composta basicamente por espécies generalistas, que utilizam de forma diferenciada as diversas fitofisionomias do Cerrado (Marinho-Filho *et al.*, 2002). Algumas poucas espécies são especialistas em ambientes abertos como *Ozotocerus bezoarticus*, *Chrysocyon brachyurus* e *Conepatus semistriatus*, e outras como a *Cuniculus paca* são especialistas em florestas. Os modelos de ocupação obtidos neste estudo indicam uma maior associação com ambientes mais fechados. A densidade de árvores foi uma covariável positiva preditora para a ocupação da maioria das espécies, indicando o uso tanto de formações florestais quanto savânicas. Distância da mata de galeria foi a segunda covariável mais selecionada pelos modelos e afetou negativamente a probabilidade de ocupação de *Mazama gouazoubira*, *Pecari tajacu*, *Conepatus semistriatus*, *Eira barbara*, *P. concolor* e *Dasybus novemcinctus*. A fauna de mamíferos do cerrado parece ser derivada primeiramente de um conjunto de espécies

florestais (Redford & Fonseca 1986; Marinho-Filho & Sazima 1998, Marinho-Filho *et al.*, 2002). As matas de galeria parecem desempenhar um importante papel como corredores mesic que permitem o estabelecimento de elementos não adaptados a condições secas encontradas nas áreas abertas (Marinho-Filho *et al.*, 2002). Por este motivo, a maior parte da fauna de mamíferos do Cerrado está associada em maior ou menor grau a ambientes florestados (Fonseca & Redford 1984, Redford & Fonseca 1986).

Intervalos de confiança para a maioria das espécies foram grandes, provavelmente uma consequência do esforço amostral pequeno. Mas também poderia se explicado pelas preferências de uso de habitat e hábitos alimentares. As espécies incluídas em nosso estudo cobrem um amplo espectro de mamíferos do Cerrado, que habitam uma grande variedade de habitats, com predominância de generalistas sobre especialistas. A maioria das espécies do Cerrado tem ampla distribuição e tendem a ser localmente raras (Marinho *et al.*, 2002), resultando em uma baixa a moderada probabilidade de detecção e diferentes estimativas de ocupação. Para estudos de comunidade, é importante reconhecer que um desenho amostral ótimo para uma espécie pode não ser o ideal para outra (Shannon *et al.*, 2014). No entanto, MacKenzi & Royle (2005) e Shannon *et al.* (2014) relatam que aumentar a duração da pesquisa e a quantidade de sítios pesquisados tanto quanto possível não é a metodologia mais eficiente para reduzir o erro global das estimativas de ocupação. Ao invés disso, estes autores recomendam moldar o desenho amostral para a espécie de interesse (MacKenzie & Royle, 2005, Shannon *et al.*, 2014).

Artiodactyla

As três espécies de Artiodactyla analisadas *O. bezoarticus* e *M. gouazoubira* possuem nichos ecológicos distintos que moldam sua probabilidade de ocupação e variações na abundância. O modelo de ocupação para *O. bezoarticus* indicou uma relação negativa com densidade de árvores, indicando uma associação da espécie com ambientes abertos. *O. bezoarticus* é um especialista de ambientes abertos (Pinder, 1997; Rodrigues *et al.*, 2002; Lacerda, 2008; Juarez, 2008; Tomas *et al.*, 2010), ocupando desde cerrado denso a campos e evitando áreas florestadas (Lacerda, 2008). A espécie é classificada como um podador seletivo (Pinder, 1997; Rodrigues & Monteiro-Filho, 1999; Lacerda, 2008) e apresenta consumo preferencial por espécies de herbáceas, arbustos e itens alimentares de alto valor nutricional e de fácil digestibilidade, tais como flores, frutos, crescimento novo e brotos (Bodmer, 1990; Lacerda, 2008). Uso de ambientes abertos *O. bezoarticus* parece ser influenciado por eventos localizados no espaço e no tempo, tais como a produção de frutos e brotamento de arbustos (Lacerda 2008). Na área de estudo, a espécie utilizou áreas com crescimento novo, após queimada, assim como da fenologia decorrente do início do período de chuvas.

A probabilidade de ocupação por *M. gouazoubira* foi melhor descrita pela associação positiva com densidade de árvores e negativa com distância da mata, indicando que a espécie ocupa tanto formações florestais como savanas arbóreas. A partir de modelos de ocupação

Chiaravalloti *et al.* (2010) inferiu que a espécie tende a preferir locais de transição entre vegetação mais densa e vegetação rasteira, sendo também congruente com a sua ecologia (Tiepolo & Tomas, 2006). *M. gouazoubira* prefere o ecótono entre florestas e áreas abertas. Ocorre em vários ambientes, de florestas densas contínuas a savanas abertas, mas sempre associado a florestas. No Pantanal, a probabilidade de ocupação foi influenciada positivamente pela disponibilidade de arbustos (Oliveira-Santos, 2009). Desbiez *et al.* (2010) encontrou densidades maiores em áreas de cerrado, seguido de floresta e planície inundável. Estudos na floresta ombrófila densa no sul de São Paulo não encontraram evidências da sua presença em habitats de mata densa, permanecendo restrito ao entorno dessas áreas (Vogliotti, 2003). A espécie se adapta a áreas agrícolas, desde que estejam associadas manchas florestais (Pinder & Leeuwenberg, 1997).

Igualmente, densidade de árvores e distância da mata foram covariáveis preditoras importantes de ocupação de *Pecari tajacu*. Quanto maior a densidade de árvores e menor a distância da mata, maior a probabilidade de ocupação de *P. tajacu*, indicando o uso de ambiente florestais pela espécie. *P. tajacu* ocupa os mais diferentes ambientes, desde regiões de florestas tropicais úmidas a regiões semiáridas (Oliveira & Marquis 2002, Venturini & Le Pendu 2006, Tiepolo & Tomas 2011). No Cerrado Juarez (2008) encontrou uma relação positiva de *P. tajacu* com matas de galeria. Na Amazônia, catetos estavam presentes em pequenos fragmentos (87 ha) ao contrário da maioria dos unglados (Michalski & Peres, 2007). Na Guatemala, ocupação de *P. tajacu* foi positivamente associada com área basal de grandes árvores frutíferas (Thornton *et al.*, 2011). No estudo de Oliveira-Santos (2009) a ocupação por *P. tajacu* foi relacionada positivamente com a disponibilidade de florestas, mas ocupou áreas independentemente da disponibilidade de arbustos. No Pantanal, preferem as paisagens com predominância de floresta, mas usam também o cerrado (Desbiez *et al.*, 2010).

Perissodactyla

Neste estudo, nenhuma das variáveis analisadas foi relacionada com a ocupação de *Tapirus terrestris*. No entanto, a espécie foi registrada em 30 sítios ($n = 50$) sendo a terceira em número de registros, obtendo uma estimativa naive de ocupação de 0.63, o que indica uma ocupação em diferentes tipos de ambientes desde formações florestais a ambientes abertos. *T. terrestris* é uma espécie generalista, que habita uma grande variedade de ambientes, desde florestas de galeria a florestas tropicais de baixas elevações, além de áreas sazonalmente inundáveis (Cáceres *et al.* 2007, Tobler *et al.* 2009, Medici 2010, De Vivo *et al.* 2011). No Cerrado consta como uma espécie de habitats florestais e ambientes abertos (Oliveira & Marquis 2002, Juarez, 2008, Oliveira 2010). Entretanto, de maneira geral, *T. terrestris* é um animal que vive em ambientes florestais associados a fontes de água permanentes. O nível de associação com diferentes tipos de habitat varia extensivamente, entretanto, florestas ripárias são ambientes de extrema importância para a espécie (Medici, 2010). Da mesma maneira, florestas de palmeiras constituem um dos habitats mais importantes para esses animais (Fragoso 1997). Oliveira-Santos (2009) relata que as matas no Pantanal, principalmente

aquelas apresentando manchas de acuri (*Attalea phalerata* – Arecaceae) são habitats preferenciais e de extrema importância para a viabilidade da população de antas, correspondendo a um importante fator para o entendimento da distribuição e abundância de *T. terrestris* no Pantanal. Alho *et al.* (1987) registraram igualmente *T. terrestris* em campo de vazante e em cordilheiras no Pantanal. Outro estudo realizado no Pantanal Sul indica que mais antas foram avistadas em cordilheiras de mata (Desbiez *et al.*, 2009) do que em outros tipos de habitat

Carnivora

Estudos indicam que para um melhor entendimento da ecologia de carnívoros há a necessidade de se examinar as relações interespecíficas e as características de habitat (Sarmiento *et al.* 2011, Kalle *et al.* 2014). Padrões de ocupação, por sua vez, tendem a estar fortemente associados à estrutura da vegetação (Kalle *et al.*, 2014).

Os canídeos *Cerdocyon thous* e *Chrysocyon brachyurus* não foram associados com nenhuma das covariáveis analisadas. Para estas espécies não foi encontrado nenhum modelo melhor que o modelo nulo, indicando que esses canídeos utilizaram todas as fitofisionomias presente na área de estudo. *Cerdocyon thous* é considerado o canídeo silvestre mais comum (Rodrigues *et al.*, 2002). A espécie é generalista e flexível em uso de habitat e dieta (Juarez & Marinho-Filho, 2002). De forma geral, prefere bordas e ambientes mais abertos a matas densas. Utiliza florestas ombrófilas, decíduas e semidecíduas, florestas de galeria, várzeas, encaves de áreas abertas na Amazônia, florestas de altitude até 3.000m (Courtenay & Maffei, 2004) e restinga (Gatti *et al.*, 2006), ocorrendo nos biomas Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pampas, Pantanal e na Floresta Amazônica Oriental. É aparentemente tolerante a perturbações antrópicas, utilizando paisagens modificadas como canaviais, plantações de eucaliptos, cultivos de frutas, pastagens, habitats em regeneração e paisagens suburbanas (Courtenay & Maffei 2004, Dotta & Verdade 2007, Lemos *et al.* 2011). Estudos indicam que onde a espécie é simpátrica com *Lycalopex gymnocercus*, utiliza preferencialmente as matas enquanto *L. gymnocercus*, utiliza as áreas mais abertas (Vieira & Port, 2007; Di Bitetti *et al.* 2009).

Chrysocyon brachyurus é amplamente distribuído em vegetações abertas do bioma Cerrado (Rodden *et al.*, 2004, Juarez 2008, Vynne *et al.*, 2011). No entanto, a espécie tem sido registrada em áreas alteradas para cultivo e pastagens (Vynne *et al.*, 2011). Barros (2008) e Chiarello (2000), registraram a ocorrência de *C. brachyurus* no bioma Mata Atlântica, apesar da área não estar incluída em sua distribuição original. Segundo os autores, as ocorrências demonstram a expansão da distribuição da espécie para áreas que sofreram perda ou fragmentação de habitats florestais, sendo convertidas em ambientes abertos. Coelho *et al.* (2007), em pesquisa realizada em uma área de transição entre Mata Atlântica e Cerrado no estado de Minas Gerais, observaram uma forte preferência da espécie por campos rupestres, evitando fortemente áreas de florestas.

Os modelos de ocupação para *P. concolor* indicaram que as covariáveis densidade de árvores, distância da mata de galeria e distância de estrada foram as preditoras de ocupação da espécie. A probabilidade de ocupação deste felino é maior em ambientes fechados próximos à estradas e matas de galeria. Estudos indicam que *P. concolor* tem preferência por habitats de floresta e cerrado (Silveira, 2004, Vynne *et al.* 2011), sendo registrados em áreas de mata de galeria, cerrado (Rodrigues *et al.*, 2002; Juarez, 2008; Oliveira, 2010), cerradão (Ciocheti, 2007) e usam frequentemente estradas nos seus deslocamentos (Karanth & Nichols, 2002; Silveira, 2004; Goulart *et al.*, 2009, Oliveira, 2010; Astete, 2012; Foster & Harmsen, 2012). Alguns felinos tendem a usar trilhas e estradas de terra desgastadas e secas, pois tais características facilitam o deslocamento, ajudando estes predadores a surpreender a sua presa (Emmons & Feer, 1997). *P. concolor* também usa ambientes abertos e tolera áreas alteradas (Scognamillo *et al.* 2003, Kelly *et al.* 2008, Polisar *et al.* 2008) desde que associadas com cerrados e florestas (Vynne *et al.*, 2011). De acordo com Di Bitetti *et al.* (2010) áreas com alta proteção influenciaram positivamente a ocupação de *P. concolor*, provavelmente como resultado de efeitos antropogênicos na borda. Segundo Mazzolli (2010), a espécie pode persistir em habitats conectados com níveis reduzidos de cobertura vegetal. Igualmente, reflorestamentos com níveis intermediários de distúrbios parecem ser viáveis para a espécie (Quigley & Crawshaw 1992, Mazzolli 2010). Entretanto, mesmo a espécie sendo capaz de lidar com algumas variações ambientais, habitats fragmentados ou altamente degradados, não suportam populações viáveis de felinos de grande porte (Loveridge *et al.*, 2010).

A ocupação de *L. pardalis* e *E. barbara* foram influenciadas positivamente por densidade de árvores e negativamente por distância da mata, indicando uma maior associação destas espécies com ambientes florestais e cerrado denso. *Leopardus pardalis* apresenta uma grande plasticidade adaptativa (Oliveira *et al.*, 2010) ocorrendo em uma variedade de ambientes que vão desde áreas florestadas até formações abertas (Oliveira & Marquis 2002, Oliveira 2010). Ocorre tanto em ambientes primitivos quanto em ambientes alterados, tais como em áreas agrícolas e pastagens (Dotta 2005, Oliveira *et al.* 2010, Alves *et al.* 2012). Entretanto, nas paisagens agrícolas este felino apresenta uma grande associação com os remanescentes de vegetação natural, sem os quais desaparece (Oliveira 2010). No Pantanal, as maiores densidade para a espécie foram obtidas em áreas florestadas do que em cerrado e extremamente baixas na planície inundável (Desbiez *et al.*, 2010).

Eira Barbara é uma espécie dependente de florestas (Fontana *et al.*, 2003), e por isso considerada sensível aos efeitos de fragmentação (Bogoni *et al.*, 2013). É considerada rara em sua área de distribuição (p.ex. Rodrigues *et al.*, 2002. Marinho *et al.* 2002). Em áreas florestadas do Pantanal foi observada uma densidade populacional de 0,37 indivíduos por km², e, em áreas de pantanal no Cerrado, a densidade verificada foi de 0,48 indivíduos por km² (Desbiez *et al.*, 2010). Outros estudos corroboram a associação da espécie com ambientes florestais (p.ex. Presley 2000, Abreu Júnior & Köhler 2009, Alves *et al.* 2012) sendo raramente encontrada em ambientes alterados (Michalski *et al.* 2006, Cáceres *et al.* 2007, Goulart *et al.* 2009).

Igualmente, a ocupação de *N. nasua* foi influenciada positivamente pela densidade de árvores, indicando o uso de formações mais fechadas. *N. nasua* é um carnívoro generalista que utiliza uma ampla variedade de habitats com cobertura florestal (Gompper & Decker 1998, Abreu Júnior & Köhler, 2009). Surpreendentemente, como os dados obtido por Negrão & Valadares-Pádua (2006) na Mata Atlântica e por Barros (2008), no Cerrado, *N. nasua* teve poucos registros na área de estudo. Apesar de ser considerada uma espécie abundante em diversas locais de sua ocorrência, em algumas áreas defloresta contínua e relativamente livre de perturbações, as populações de *N. nasua* podem ser naturalmente pequenas e sofrer flutuações drásticas, com risco de extinções locais (Beisiegel 2009, 2010). Entre os carnívoros generalistas, esta espécie se destaca, apresenta tolerância a áreas com perturbação (Borges & Tomas 2004, Dotta 2005, Mazzolli 2006, Abreu Júnior & Köhler 2009). No Pantanal da Nhecolândia as estimativas de densidade de Desbiez *et al.* (2010) para a espécie foram altas (16.7 ind./km²) em ambientes florestais, com resultados semelhantes obtidos por Trolle (2003b). Desbiez & Borges (2010) observaram que quatis selecionaram preferentemente habitats florestais e bordas de floresta, evitando áreas mais abertas como campo limpo e campo sujo.

Conepatus semistriatus habita principalmente áreas de vegetações abertas como cerrado, campos e caatinga, evitando regiões de matas mais densas (Silva Junior 2007, Cheida *et al.* 2011). O modelo de ocupação indicou que as covariáveis densidade de árvores e distância da mata foram preditoras negativas de ocupação de *C. semistriatus*. Esse modelo confirma a adaptação desta espécie a ambientes abertos, embora a espécie possa utilizar ambientes mais fechados como abrigo (Kasper *et al.* 2009). No entanto, na Venezuela, Sunquist *et al.* (1989) registraram preferência por áreas com vegetação fechada. A espécie apresenta tolerância a ambientes perturbados (Cuarón *et al.* 2008, Drago 2009), além de serem registradas em áreas de agro-ecossistemas, como cana-de-açúcar e eucalipto (Dotta & Verdade 2007).

Lagomorpha

O modelo de ocupação para *Sylvilagus brasiliensis* indicou que densidade de árvore foi a covariável preditora de ocupação da espécie influenciando-a positivamente. Este resultado indica que ocupação deste herbívoro ocorre em ambientes mais fechados. *S. brasiliensis* tem sido registrado em um amplo espectro de habitats. Mares *et al.* (1981, 1985, 1989) e Fonseca & Redford (1984) listou sua presença em habitats mais secos da Caatinga, Chaco, e Cerrado, incluindo florestas de galeria. Dias & Oliveira (2001) lista a espécie para todos os biomas brasileiros. A maioria dos registros foram em áreas de florestas tropicais, seguido por savanas e floresta semi-decídua. Schaller (1983) observaram *S. brasiliensis* nas savanas sazonalmente inundadas do Pantanal, considerando-a rara nessa região. No Maranhão e leste do Pará, *S. brasiliensis* foram registrados em florestas de "terra firme" primárias e secundárias, e, floresta de palmeiras de babaçu (*Attalea speciosa*) associada ao pasto e vegetação arbustiva (baixa capoeira), para matagal alto (alta capoeira). Estes dados confirmam a preferência dos *S.*

brasiliensis para áreas abertas. A sua capacidade de ocupar áreas cultivadas (Mares *et al.*, 1981, 1989; Emmons & Feer 1990) também foi confirmada por agricultores do Maranhão e Roraima, que relatam visitas frequentes às plantações de batatas, arroz, milho e feijão. Embora *S. brasiliensis* pode ocorrer em baixas densidades em várias áreas de floresta primária na região Amazônica parece ser antes uma espécie de borda do que um interior de floresta, como mostram claramente os registros de sua associação com áreas perturbadas e bordas da floresta (De Sousa *et al.*, 2005). No Cerrado, *S. brasiliensis* habita regiões de mata (Reis *et al.*, 2006) sendo registrado em cerradão (Ciocheti, 2007) e matas de galeria (Juarez, 2008; Oliveira, 2010) com área de ocupação restrita (Juarez, 2008).

Rodentia

O modelo de ocupação para *Cuniculus paca* indicou que a variável densidade de árvores foi a preditora positiva de ocupação da espécie. *C. paca* é uma espécie tipicamente florestal, e tem sido encontrada principalmente em florestas maduras com alta densidade de árvores (Goulart *et al.*, 2009; Ahumada *et al.*, 2013, Jax *et al.*, 2015). Presença de palmeiras tem sido relatado como um fator chave no uso de habitat da espécie, visto que seus frutos e sementes são uma fonte alimentar importante para essa espécie (Emmons & Feer, 1997; Ahumada *et al.*, 2013). No bioma Cerrado sua distribuição está associada às matas de galeria (Rodrigues *et al.*, 2002; Juarez 2008; Oliveira, 2010). É possível que a espécie sofra pressão de caça na área de estudo, e que esta afete a sua probabilidade de ocupação (Cove *et al.*, 2013, Jax *et al.*, 2015). Fragmentação e efeitos de borda limitam severamente o habitat da espécie que desempenha um papel importante na dispersão de sementes (Morrison *et al.*, 2007).

Xenarthra

Densidade de árvores foi um importante preditor positivo associado a ocupação de *Dasypus novemcinctus* indicando que essa espécie tem uma maior probabilidade de ocupação de ambientes fechados, tais como cerrado denso e mata de galeria. Embora, a ecologia populacional de *D. novemcinctus* seja muito conhecida nos Estados Unidos, existem poucas informações sobre essa espécie no Brasil (McBee & Baker, 1982; Loughry & McDonough, 1998). *D. novemcinctus* é comum tanto na região de planície inundável do Pantanal, como nas suas áreas de entorno (Rodrigues *et al.*, 2002). Habita uma ampla variedade de habitats, desde florestas decíduas até florestas tropicais, ocorrendo também em ambientes áridos como os Llanos da Venezuela e da Colômbia e a caatinga do Brasil (Eisenberg & Redford, 1999). Porém tem preferência por ambientes do tipo mata-riparia (McDonough *et al.*, 2000).

Myrmecophaga tridactyla foi a espécie mais frequente na área de estudo, com 231 registros e sendo detectada em 40 sítios, isso significa que a espécie ocupa todos os tipos de vegetação presente na área de estudo. Apesar da probabilidade de ocupação de *M. tridactyla* ser alta para a área de estudo nos diferentes ambientes, ela é um pouco mais alta em proporções maiores de mata de galeria. Estes resultados estão de acordo com a ecologia da

espécie. *M. tridactyla* é considerado uma espécie generalista em relação ao uso de habitat, utilizando uma ampla variedade de ambientes, desde campos abertos até florestas (Rodrigues *et al.*, 2002; Reis *et al.*, 2006; Juarez, 2008; Desbiez & Medri 2010). No entanto, ocupa áreas com maior cobertura vegetal (mata de galeria e cerrado denso) para repouso e abrigo (Medri, 2002; Reis *et al.*, 2006; Alves, 2010; Vynne *et al.*, 2011) na horas quentes do dia (Camilo-Alves, 2003; Medri & Mourão, 2005; Camilo-Alves & Mourão, 2006; Rosa, 2007; Rodrigues *et al.*, 2008) e áreas com diferentes gradientes de cobertura vegetal para alimentação (Medri, 2002; Miranda, 2004; Vynne *et al.*, 2011).

Tamandua tetradactyla foi influenciado positivamente pela proporção de cerrado denso. A espécie foi registrada em áreas de Mata de Galeria e Cerrado (Rodrigues *et al.*, 2002; Juarez, 2008; Oliveira, 2010) e é considerada generalista em relação ao uso de habitat (Juarez, 2008). No Pantanal. *T. tetradactyla* selecionaram bordas de floresta, mas foram mais frequentemente observados em habitat florestais. Esta espécie é escansorial pode usar habitat com vegetação densa para se alimentar e repousar, além de refúgio (Desbiez & Medri 2010).

6-Conclusões

Uma premissa fundamental da ecologia é que a distribuição de espécies é influenciada pelo habitat, hoje em dia plenamente reconhecida como composta por elementos estáticos e dinâmicos que mudam no espaço e no tempo (Poley, 2014). Os resultados deste estudo mostram associação de algumas espécies de mamíferos de médio e maior porte a diferentes estruturas da vegetação no Cerrado. À medida que perda e fragmentação de habitat têm sido reconhecida como as principais ameaças às espécies alvo deste estudo, a proteção da estrutura da vegetação, mantendo o gradiente de formações abertas a florestais, e assim evitando a simplificação da heterogeneidade ambiental pela conversão de áreas naturais para agrossistemas, deve ser a principal estratégia para assegurar a persistência dos mamíferos no bioma Cerrado. Este estudo poderia ser utilizado como um precursor para monitoramento futuro na área de estudo em longo prazo e em outras áreas militares usando a ocupação para estimar o status de populações de mamíferos de médio e maior porte, particularmente adicionando variáveis ambientais espécies específicas que podem moldar os padrões de ocupação.

7-Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer a todas as pessoas que nos auxiliaram nas campanhas de campo, especialmente à equipe do Campo de Instrução do Exército - 6º Grupo de Lançadores Múltiplos de Foguetes - Astros II, Major Aristóteles, Sargento Bispo, Sargento Dias e os soldados pela infraestrutura disponibilizada; ao Prof. Dr. Rogério E. S. Uagoda (Lab. Geografia Física/UnB) na coordenação do Acordo de Cooperação Técnica entre a Universidade de Brasília e o Exército Brasileiro; à Prof. Dra. Roberta Vidotti (Instituto de Geociências/UnB) pela disponibilização de ajuda de custo para trabalhos de campo na Pós-graduação em Geociências Aplicadas; ao CNPq/CAPES pela bolsa de estudo concedida a O.A.S.A; à ESRI, pela disponibilização do Pacote de ferramentas que compõem a família *ArcGIS* 10.1, por intermédio do contrato N° 2011 MLK 8733; à IMAGEM, pelo apoio e viabilidade da concretização do termo de uso entre o IG e a ESRI e pelo suporte aos *softwares* e aos revisores anônimos pelas contribuições.

Referências Bibliográficas

- ABREU JUNIOR, E.F. & KÖHLER, A. 2009. Mammalian fauna of médium and large sized in the RPPN of UNISC, RS, Brazil. *Biota Neotrop.* 9(4): 169-174
- AHUMADA, J.A.; HURTADO, J.; LIZCANO, D. 2013. Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: a tool for conservation. *PLoS ONE* 8:e73707
- ALHO, C. J. R., LACHER JR, T. E., CAMPOS, Z. M. S. & GONCALVES, H. C. 1987. Mamíferos da Fazenda Nhumirim, sub-região de Nhecolândia, Pantanal do Mato Grosso do Sul. 1 - Levantamento preliminar de espécies. *Revista Brasileira de Zoologia* 4:151-164.
- ALVES, G.B. Mamíferos de médio e grande porte em fragmentos de Cerrado na Fazenda Experimental do Glória (Uberlândia, MG). Dissertação. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. Instituto de Biologia. Universidade Federal de Uberlândia, 2010, 64p.
- ALVES, T. R., FONSECA, R. C. B. & ENGEL, V. L. 2012. Mamíferos de médio e grande porte e sua relação com o mosaico de habitats na cuesta de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil.
- ASTETE, S. 2012. Ecologia e conservação da onça-pintada e da onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia. Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, 188p.
- BAILEY, L.L.; SIMONS T.R.; POLLOCK, K.H. 2004. Estimating site occupancy and detection probability parameters for terrestrial salamanders. *Ecol Appl* 14:692–702
- BARROS, R.S.M. 2008. Levantamento e estimativas populacionais de mamíferos de médio e grande porte num fragmento de mata atlântica em área urbana no sudeste do Brasil. Dissertação Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de Recursos Naturais. Universidade Federal de Juiz de Fora. 69p.
- BEISIEGEL, B.M. 2009. First camera trap record of bush dogs *Speothos venaticus* at the state of São Paulo, Brazil. *Canid News*, 12: 5 (on-line). http://www.canids.org/canidnews/12/bush_dogs_in_sao_paulo.pdf
- BEISIEGEL, B.M. 2010. Variações sazonais e infra anuais na amostragem de mamíferos terrestres por armadilhas fotográficas. *Estudos avançados*, 24: 179-186.
- BENTON N, RIPLEY D, POWLEDGE F. 2008. *Conserving Biodiversity on Military Lands: A Guide for Natural Resources Managers*. Arlington (VA): Nature Serve.
- BODMER, R. E. 1990. Ungulates frugivores and the browser-grazer continuum. *Oikos*, 57: 319-325.
- BOGONI, J. A. , BOGONI, T. C., GRAIPEL, M. E. & MARINHO, J. R. 2013. The Influence of Landscape and Microhabitat on the Diversity of Large- and Medium-Sized Mammals in Atlantic Forest Remnants in a Matrix of Agroecosystem and Silviculture. *ISRN Forestry*, 13, <http://dx.doi.org/10.1155/2013/282413>
- BORGES, P.A.L. & TOMAS, W.M. 2004. Guia de rastros e outros vestígios de mamíferos do pantanal. Embrapa Pantanal, Corumbá, 148 p.

- BRASIL, MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE –MMA. 2014. Portaria nº444, de 17 de dezembro de 2014. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, n.45, 18 de dezembro de 2014, Seção I, p.121
- BURNHAM, K. P. & ANDERSON, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. (Second edition). Springer–Verlag, New York. 488 pp.
- CÁCERES, N. C., J. J. CHEREM, AND M. E. GRAIPEL. 2007. Distribuição geográfica de mamíferos terrestres na Região Sul do Brasil. *Ciência & Ambiente: Fauna Neotropical Austral* 35: 167-180.
- CAMILO-ALVES, C. S. P. 2003. Respostas Comportamentais dos Tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) à variação de temperatura ambiente no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 51 pp.
- CAMILO-ALVES, C.S.P. & MOURÃO, G.M. 2006. Responses of a Specialized insectivorous Mammal (*Myrmecophaga tridactyla*) to Variation in Ambient Temperature. *Biotropica* 1(38), 52-56
- CARDILLO M, MACE G.M, JONES K.E, BIELBY J, BININDA-EMONDS O.R.P, SECHREST W, ORME C.D.L, PURVIS A. 2005 Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. *Science*. 309, 1239–1241.
- CEBALLOS, G., EHRlich, P.R.. 2002. Mammal Population Losses and the Extinction Crisis. *Science*: Vol. 296: 904-907.
- CHEIDA, C. C., NAKANO-OLIVEIRA, E., FUSCO-COSTA, R., ROCHA-MENDEZ, F. & QUADROS, J. 2011. Ordem Carnivora. p. 235-288 In: REIS, N. R., PERACCHI, A. L., PEDRO, W. A. & LIMA, I. P. (Eds). *Mamíferos do Brasil*. Londrina: 2 ed. 439p.
- CHIARAVALLOTI, R. M.; TOMAS, W. M.; CAMILO, A. R.; TOMÁS, M. A.; SANTOS, L. G. O.; MOZERLE, H. B.; BOLZAN, A.; BODMER, R.2010. Separação de nicho entre duas espécies simpátricas de veados do gênero *Mazama* em uma paisagem complexa no Pantanal. Simpósio de recursos naturais e socioeconômicos do Pantanal, Corumbá, MS
- CHIARELLO, A.G. 2000. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. *Revista Brasileira de Biologia*, 60(2): 237-247.
- CIOCHETI, J. 2007. Uso de habitat e padrão de atividade de médios e grandes mamíferos e nicho-trófico de Lobo-Guará (*Chrysocyon brachyurus*), onça-parda (*Puma concolor*) e jaguatirica (*Leopardus pardalis*) numa paisagem agroflorestal, no estado de São Paulo. Dissertação. Programa de Pós-graduação em Ecologia. Universidade de São Paulo, 86p.
- COELHO, C.M.; DE MELO, L.F.B.; SÁBATO, M.A.L.; RIZEL, D.N. & YOUNG, R.J. 2007. A note on the use of GPS collars to monitor wild maned wolves *Chrysocyon brachyurus* (Illiger 1815) (Mammalia, Canidae). *Applied Animal Behaviour Science*, 105: 259-
- COURTENAY, O. & MAFFEI, L. 2004. Crab-eating fox *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766). pp. 32-38. In: Sillero-Zubiri, C.; Hoffmann, M. & Macdonald, D.W. (eds.). *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs*. Status survey and conservation action plan. IUCN.

- COVE, M. V.; SPÍNOLA, R. M.; JACKSON, V. L.; SÁENZ, J. C.; CHASSOT, O. 2013. Integrating occupancy modeling and camera-trap data to estimate medium and large mammal detection and richness in a Central American biological corridor, *Tropical Conservation Science* 6(6):781-795
- CUARÓN, A.D.; REID, F. & HELGEN, K. 2008. *Conepatus semistriatus*. IUCN Red list of threatened species. <http://www.iucnredlist.org>.
- DE SOUSA E SILVA JÚNIOR J., OLIVEIRA J. A., DIAS P. A. & GOMES DE OLIVEIRA T. 2005. Update on the geographical distribution and habitat of the tapiti (*Sylvilagus brasiliensis*: Lagomorpha, Leporidae) in the Brazilian Amazon. *Mammalia* 69 (2) : 245-250.
- DE VIVO, M., CARMIGNOTTO, A.P., GREGORIN, R., HINGST-ZAHER, E., IACK-XIMENES, G.E., MIRETZKI, M., PERCEQUILLO, A.R., ROLLO, M.M., ROSSI, R.V. & TADDEI, V.A. 2011. Checklist of mammals from São Paulo State, Brazil. *Biota Neotropica*. 11(1a): http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/en/abstract?inventory+bn007110_1a2011
- DESBIEZ, A.L.J; LIMA-BORGES, P.A, 2010. Density, habitat selection and observations of South American Coati *Nasua nasua* in the central region of the Brazilian Pantanal wetland, *Small Carnivore Conservation*, 42:14-18.
- DESBIEZ, A. L. J. & MEDRI, I. M. 2010. Density and Habitat use by Giant Anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) and Southern Tamanduas (*Tamandua tetradactyla*) in the Pantanal Wetland, Brazil: *Edentata*, 11(1):4-10.
- DESBIEZ, A. L. J., BODMER, R. E. & TOMAS, W. M. 2010. Mammalian Densities in a Neotropical Wetland Subject to Extreme Climatic Events. *Biotropica* 42(3):372-378.
- DESBIEZ, A. L. J., SANTOS, S. A. & KEUROGHLIAN, A. 2009. Predation of young palms (*Attalea phalerata*) by feral pigs in the Brazilian Pantanal. *Suiform Soundings* . 9(1): 35 – 40.
- DI BITETTI, M.S, ANGELO, C.D. DE, BLANCO, Y.E. , PAVIOLO, A. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage *Journal: Acta Oecologica*: 36, pp. 403-412, 2010.
- DIAS P. A. & OLIVEIRA T. G. 2001. Distribuição geográfica de *Sylvilagus brasiliensis* no Brasil. In Resumos do I Congresso Brasileiro de Mastozoologia. Porto Alegre, RS: 112.
- DOTTA, G. 2005. Diversidade de mamíferos de médio e grande porte em relação à paisagem da Bacia do rio Passa-Cinco, São Paulo. Dissertação. Pós-graduação em Ecologia de Agroecossistemas. ESALQ, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 116p
- DOTTA, G. & VERDADE, L.M. 2007. Trophic categories in a mammal assemblage: diversity in an agricultural landscape. *Biota Neotropica* 7(2): 287-292
- DRAGOO, J.W. 2009. Family Mephitidae. p. 532-563 In: Wilson, D.E. & Mittermeier, R.A. (eds.). *Handbook of the mammals of the World, volume 1: Carnivores*. Lynx Edicions. 727p.
- DUARTE, J. M. B., VOGLIOTTI, A., ZANETTI, E.S, OLIVEIRA, M. L., TIEPOLO, L. M.; RODRIGUES, L. F. ALMEIDA, L. B. 2012. Avaliação do Risco de Extinção do Veado-catingueiro *Mazama gouazoubira* G. Fischer [von Waldheim], 1814, no Brasil *Biodiversidade Brasileira* (2012) Ano II, Nº 3, 50-58

- EMMONS, L. H.; FEER, F. 1990. Neotropical Rainforest Mammals: A Field Guide. Chicago: University of Chicago Press.
- EMMONS L. & FEER F. 1997. Neotropical Rainforest Mammals. A Field Guide. Second edition. The University of Chicago Press, Chicago.
- ERB, P.L.; MCSHEA, W.J.; GURALNICK, R. P. 2012. Antropogenic influences on macrolevel mammal occupancy in the Appalachian Trail Corridor. PLoS One, 7, e42574.
- ERB, P.L.; MCSHEA, W.J.; GURALNICK, R. P. 2012. Antropogenic influences on macrolevel mammal occupancy in the Appalachian Trail Corridor. PLoS One, 7, e42574.
- ESRI, 2012. ArcGIS Desktop: Release 10.1. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- FESTA-BIANCHET, M., RAY, J.R., BOUTIN, S., CÔTE, S.D. & GUNN, A. 2011. Conservation of caribou in Canada: an uncertain future. Canadian Journal of Zoology, 89, 419–434.
- FISHER, J.T.; BURTON, C. 2012. Monitoring mammals in Alberta: Recommendations for Remote Camera Trapping. Alberta Innovates Technology Futures. Alberta Biodiversity Monitoring Institute, 42p.
- FONSECA, G. A. B. ; K. H. REDFORD. 1984. The mammals of IBGE's Ecological Reserve, Brasília, and an analysis of the role of gallery forests in increasing diversity. Rev. Bras. Biol. 44:517–523.
- FONTANA, C.S.; BENCKE, G.A. & REIS, R.E. 2003. Livro vermelho da fauna ameaçada do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: EDIPUCRS. 632p.
- FOSTER, R. J.; HARMSSEN, B. J. 2012. A critique of density estimation from camera-trap data. The Journal of Wildlife Management 72:224-236.
- FRAGOSO, J.M.V., 1997. Desapaciones locales del báquiro labiado (*Tayassu pecari*) en la Amazonia: migracion, sobre-cosecha, o epidemia?, In Manejo de vida silvestre en la Amazonia. eds T.G. Fang, R.E. Bodmer, R. Aquino, M.H. Valqui, pp. 309-312. United Nations Development Program-Global Environmental Facility, La Paz, Bolivia.
- FRAGOSO, J. M. V.; SILVIUS, K. M.; CORREA, J. A. 2003. Long-distance seed dispersal by tapirs increases seed survival and aggregates tropical trees. Ecology: 84, n.8,1998-2006.
- GATTI, A.; BIANCHI, R.; ROSA, C.R.X. & MENDES, S.L. 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a restinga area of Espírito Santo State, Brazil. Journal of Tropical Ecology, 22: 227-230.
- GERBER, B.D., KARPANTY, S.M., RANDRIANANTENAIN, J., 2012. The impact of forest logging and fragmentation on carnivore species composition, density and occupancy in Madagascar's rainforests. Oryx 46:414–422.
- GOMPPER, M. E. & DECKER, D. M. 1998. *Nasua nasua*. Mammalian Species, v.580, p.1-9.
- GOULART, F. V. B., CÁCERES, N. C., GRAIPEL, M. E., TORTATO, M. A., GHIZONI JR., I. R. & OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R. 2009. Habitat selection by large mammals in a Southern Brazilian Atlantic Forest. Mammalian Biology 74(3); 182-190.

- GUILLERA-ARROITA, G.; MARTIN S. RIDOUT, M.S.; MORGAN, B.J.T. 2010. Design of occupancy studies with imperfect detection, *Methods in Ecology and Evolution* 1: 131–139.
- GUISAN, A., & ZIMMERMANN, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147–186
- HINES, J. 2014. PRESENCE v.7.8 - Software to estimate Patch Occupancy and Related Parameters. USGS-PWRC.
- JAX, E.,S. MARTIN, A. RODRIGUES-FERRARO & ISASI-CATALÁ,E.2015. Habitat use and relative abundance of the Spotted Paca *Cuniculus paca* (Linnaeus, 1766) (Rodentia: Cuniculidae) and the Red-rumped Agouti *Dasyprocta leporina* (Linnaeus, 1758) (Rodentia: Dasyproctidae) in guatopo National Park, venezuela. *Journal of Threatened Taxa* 7(1): 6739-6749.
- JENNI, G. D. L. PETERSON, M. N. CUBBAGE, F. W. JAMESON,J. K. 2012. Assessing biodiversity conservation conflict on military installations. *Biological Conservation*, 153: 127-137.
- JENNINGS, A. P., SEYMOUR, A. S & DUNSTONE, N. 2005. Ranging behaviour, spatial organization and activity of the Malay civet (*Viverra zangalunga*) on Buton Island, Sulawesi. *Journal of Zoology* 268:63–71.
- JUAREZ, K.& MARINHO-FILHO, J. 2002. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil *Journal of Mammalogy*: 83, 925-933.
- JUAREZ, K.M. Mamíferos de médio e grande porte nas Unidades de Conservação do Distrito Federal. Tese. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília, 2008, 153p.
- KALLE, R. , RAMESH T., QURESHI Q& SANKARK. 2014. Estimating seasonal abundance and habitat use of small carnivores in the Western Ghats using an occupancy approach. *Journal of Tropical Ecology* (2014) 30:469–480
- KARANTH, K.U; NICHOLS,J.D. 2002. Monitoring tigers and their prey: A manual for researchers, managers and conservationists in Tropical Asia. Center or Wildlife Studies, Bangalore, India
- KASPER, C.B.; FONTOURA-RODRIGUES, M.L. DA; CAVALCANTI, G.N.; FREITAS, T.R.O. DE; RODRIGUES, F.H.G.; OLIVERA, T.G. &EIZIRIK, E. 2009. Recent advances in the knowledge of Molina’s Hog-nosed Skunk *Conepatus chinga* and Striped HognosedSkunk *C. semistriatus* in South America. *Small Carnivore Conservation*, 41: 25-28.
- KAWANISHI, K.; SUNQUIST, M.E. 2004. Conservation status of tigers in a primary rainforest of Peninsular Malaysia. *Biological Conservation* 120:329–344
- KELLY, M. J., A. J. NOSS, M. S. DI BITETTI, L. MAFFEI, R. ARISPE, A. PAVIOLO, C. D. DE ANGELO, AND Y. E. DI BLANCO. 2008. Estimating puma densities from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, Belize. *Journal of Mammalogy* 89(2):408–418

- KLINK, C. A., MACHADO, R. B. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1 (1): 147-155.
- KÖPPEN, W. 1900. Versuch einer Klassifikation der Klimate, vorzugsweise nach ihren Beziehungen zur Pflanzenwelt. *Geographische Zeitschrift* 6: 657-679
- KROLL, A. J. DUKE S. D., RUNDE D. E. ARNETTE. B., & AUSTIN K. A. 2007. Modeling habitat occupancy of Orange crowned warblers in managed forests of Oregon and Washington, USA. *J. Wild. Manage.* 71: 1089-1097.
- LACERDA, A.C.R. Ecologia e estrutura social do Veado-campeiro (*Ozotocerus bezoarticus*) no Pantanal. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Biologia Animal. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília, 2008, 194p.
- LANTSCHNER, M. V., RUSCH, V. & HAYES, J. P. 2012. Habitat use by carnivores at different spatial scales in a plantation forest landscape in Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 269:271– 278
- LEMOS, F.G.; FACURE, K.G. & AZEVEDO, F.C. 2011. A first approach to the comparative ecology of the hoary fox and the crab-eating fox in a fragmented human altered landscape in the Cerrado biome at Central Brazil. pp. 143-160. In Rosalino, L.M. & Gheler-Costa, C. (eds.). *Middle-sized carnivores in agricultural landscapes*. Nova Science Publishers, New York.
- LHERMITTE, S.; VERBESSELT, J. VERSTRAETEN, W.W.; VERAVERBEKE, S.; COPPIN, P. 2011. Assessing intra-annual vegetation regrowth after fire using the pixel based regeneration index. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 66(1):17-27
- LINKIE, M., DINATA, Y., NUGROHOB, A., HAIDIRC, I.A., 2007. Estimating occupancy of a data deficient mammalian species living in tropical rainforests: Sun bears in the Kerinci-Seblat region, Sumatra. *Biol. Conserv.* 137:20–27
- LONG, R. A, DONOVAN, T. M, MACKAY, P. ZIELINSKI, W. J. BUZAS, J.S, 2011. Predicting carnivore occurrence with noninvasive surveys and occupancy modeling. *Landscape ecology* 26:327-340.
- LOUGHRY W. J.; MCDONOUGH, C. M. 1998. Comparisons between nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) populations in Brazil and the United States *Rev. Biol. Trop.* 46(4): 1 173-11 83, 1998
- LOVERIDGE, A.J., HEMSON, G., DAVIDSON, Z., MACDONALD, D.W., 2010. African lions on the edge: reserve boundaries as 'attractive sinks'. In: Macdonald, D.W., Loveridge, A.J. (Eds.), *Biology and Conservation of Wild Felids*. Oxford University Press.
- MACKENZIE, D. I., AND L. BAILEY. 2004. Assessing the fit of site occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics* 9:300–318.
- MACKENZIE, D. I.; NICHOLS, J. D.; LACHMAN, G.B.; DROEGE, S.; ROYLE, J.A; LANGTIMM, C. A. 2002. Estimating site occupancy when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248–2255

- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., ROYLE, J.A., POLLOCK, K.H., HINES, J.E., BAILEY, L.L. 2005. Occupancy estimation and modelling: inferring patterns and dynamics of species occurrence, Elsevier, San Diego, USA
- MACKENZIE, D.I., NICHOLS, J.D., ROYLE, J.A., POLLOCK, K.H., HINES, J.E., BAILEY, L.L. 2005. Occupancy estimation and modelling: inferring patterns and dynamics of species occurrence, Elsevier, San Diego, USA
- MACKENZIE, D.I.; NICHOLS, J.D.; ROYLE, J.A.; POLLOCK, K.H.; BAILEY, L.L.; HINES, J.E. 2006. Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence. San Diego, California: Elsevier.
- MACKENZIE, D.I.; ROYLE, J.A. 2005. Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42:1105–1114
- MANLEY, P.; SCHLESINGER, M.; ROTH, J.; VAN HORNE, B. 2005. A fieldbased evaluation of a presence-absence protocol for monitoring ecoregional-scale biodiversity. *J Wildl Manage* 69(3):950–966
- MARES M. A., BRAUN J. K. & GETTINGER D. 1989. Observations of the distribution and ecology of the mammals of the cerrado grasslands of Central Brazil. *Annals of Carnegie Museum* 58 (1): 1-60.
- MARES M. A., WILLIG M. R. & LACHER T. E. JR. 1985. The Brazilian Caatinga in South American zoogeography: tropical mammals in a dry region. *Journal of Biogeography* 12: 57-69.
- MARES M. A., WILLIG M. R., STREILEIN K. E. & LACHER T. E. JR. 1981. The mammals of northe astern Brazil: a preliminary assesment. *Annals of Carnegie Museum* 50 (4): 81-137.
- MARINHO-FILHO J.; RODRIGUES, F.H.G, JUAREZ, K.M. 2002. The cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history; p. 266-284 In P.S. Oliveira and R.J. Marquis (ed.) *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York: Columbia University Press.
- MARINHO-FILHO, J.; SAZIMA, I 1998. Brazilian bats and conservation biology: A first survey. In T. H. Kunz and P. A. Racey, eds., *Bat Biology and Conservation*, pp. 282–294. Washington D.C.: Smithsonian Institution Press.
- MAY, R.M., LAWTON, J.H., STORK, N.E., 1995. Assessing extinction rates. In: Lawton, J.H., May, R.M. (Eds.), *Extinction Rates*. Oxford University Press, Oxford, pp. 1–24.
- MAZOLLI, M. 2006. Persistência e riqueza de mamíferos focais em sistemas agropecuários no planalto meridional brasileiro. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 105 pp.
- MAZZOLLI, M. 2010. Mosaics of exotic forest plantations and native forests as habitat of pumas. *Environmental Management* 46:237–253.
- AHUMADA, J.A.; HURTADO, J.; LIZCANO, D. 2013. Monitoring the status and trends of tropical forest terrestrial vertebrate communities from camera trap data: a tool for conservation. *PLoS ONE* 8:e73707

- MCBEE, K. ; Baker, R. 1982. *Dasypus novemcintus*. Marilmalian Species 162:1-9.
- McDONOUGH C.M., DeLANEY M.A., LE P.Q., BLACKMORE M.S. & LOUGHRY, WJ. 2000. Burrow characteristics and habitat associations of armadillos in Brazil and the United States of America. *Revista Biológica Tropical* 48(1), p. 109-120.
- MEDICI, E.P. 2010. Assessing the viability of lowland tapir populations in a fragmented landscape. Thesis (Doctor of Philosophy in Biodiversity and Management). University of Kent. 292p.
- MEDRI, I. M. 2002. Área de vida e uso de habitat de tamanduá-bandeira – *Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus, 1758 – nas Fazendas Nhumirim e Porto Alegre, Pantanal da Nhecolândia, MS. Dissertação. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, 2002, 82p.
- MEDRI, I. M.; MOURÃO, G. Home range of giant anteaters (*Myrmecophaga tridactyla*) in the Pantanal wetland, Brazil. *Journal of Zoology*, v. 266, p. 365-375, 2005
- MICHALSKI, F. & PERES, C. 2007. Disturbance-Mediated Mammal Persistence and Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology*, 21: 1626–1640.
- MICHALSKI, F.; CRAWSHAW JR, P.G.; OLIVEIRA, T.G. & FABIA, M.E. 2006. Notes on home range and habitat use of three smallcarnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. *Mammalia*, 52-57.
- MILLS, L. S., SOULÉ, M. E.; DOAK, D. F. 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *Bioscience* 43:219-224
- MIRANDA, G.H.B., 2004. Ecologia e Conservação do Tamanduá-Bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas. PhD thesis, Universidade de Brasília, 81 pp.
- MORRISON, J. C.; SECHREST, W.; DINERSTEIN, E.; WILCOVE, D. S.; LAMOREUX, J. F. 2007. Persistence of large mammal faunas as indicators of global human impacts. *Journal of Mammalogy* 88:1363-1380
- MORRISON, M.L., MARCOT, B.G., MANNAN, R.W., 2006. *Wildlife–Habitat Relationships*. Island Press, Washington, DC, USA.
- NEGRÃO, M. F. F.; VALLADARES-PÁDUA, C. 2006. Registro de mamíferos de maior porte na Reserva Florestal do Morro Grande, São Paulo. *Biota Neotropica*. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00506022006>.
- NOON, B.R.; BAILEY, L.L.; SISK, T.D.; MCKELVEY, K.S. 2012. Efficient species-level monitoring at the landscape scale. *Conservation Biology* 26:432–441
- NOON, B.R.; BAILEY, L.L.; SISK, T.D.; MCKELVEY, K.S. 2012. Efficient species-level monitoring at the landscape scale. *Conservation Biology* 26:432–441
- O'CONNELL, A. F.; BAILEY, L. L. 2011. Inference for occupancy and occupancy dynamics. Pages 191–205 In A. F. O'Connell, J. D. Nichols, and K. U. Karanth, editors. *Cameratrap in animal ecology*. Springer, New York

- O'CONNELL, A.F.; BAILEY, L.L. 2011. Inference for occupancy and occupancy dynamics. Tokyo: Springer Japan, 191–204.
- OLIVEIRA, I.M. Riqueza, abundância de espécies, e uso de habitat por mamíferos de médio e grande porte em cinco Unidades de Conservação no Cerrado. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília, 2010, 91p.
- OLIVEIRA, P. S. & MARQUIS, R. J. 2002. The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. Columbia University Press, New York. 368p.
- OLIVEIRA, T.G.DE; TORTATO, M.A.; SILVEIRA, L.; KASPER, C.B.; MAZIM, F.D.; LUCHERINI, M.; JÁCOMO, A.T.; SOARES, J.B.G.; MARQUES, R.V. & SUNQUIST, M.E. 2010. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. In: Macdonald, D.W. & Loveridge, A.J. (Eds.), Biology and conservation of the wild felids. Oxford University Press, Oxford, New York, pp. 559-580.
- OLIVEIRA-SANTOS, L. G. R. 2009. Ecologia e conservação de ungulados florestais em uma área do Pantanal. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. 92 p.
- PIMM, S.L., RAVEN, P., 2000. Extinction by numbers. *Nature* 403:843–845.
- PINDER, L. & LEEUWENBERG, F. 1997. Veado-Catingueiro (*Mazama gouazoubira* Fisher, 1814). p. 60-68. In: Duarte, J.M.B. (ed.). *Biologia e Conservação de Cervídeos Sul-Americanos: Blastocerus, Ozotocerus e Mazama*. FUNEP. 238p.
- PINDER, L. 1997. Niche overlap among brown brocket deer, pampas deer, and cattle in the Pantanal of Brazil. Tese de doutorado, University of Florida, Gainesville.
- POLEY, L.G.; POND, B.A.; SHAEFER, J.A.; BROWN, G.S.; RAY, J.C.; JOHNSON, D.S. 2014. Occupancy patterns of large mammals in the Far North of Ontario under imperfect detection and spatial autocorrelation. *Journal of Biogeography* 41:122-132.
- POLISAR J, MAXIT I, SCOGNAMILLO D, FARRELL L, SUNQUIST ME, EISENBERG JF. 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: ecological interpretations of a management problem. *Biological Conservation* 109: 297-310
- POLLOCK, K.H., 1982. A capture–recapture design robust to unequal probability of capture. *Journal of Wildlife Management* 46:757–760.
- PRESLEY, S.J. 2000. *Eira Barbara*. *Mammalian Species*, 636: 1-6.
- PRICE, S.J., CECALA, K.K., BROWNE, R.A. & DORCAS, M.E. 2010. Effects of urbanization on occupancy of stream salamanders. *Conservation Biology* 25:547–555.
- QUIGLEY, H.B. & P.G. CRAWSHAW JR. 1992. A conservation plan for the jaguar (*Panthera onca*) in the Pantanal region of Brazil. *Biological Conservation* 61: 149-157.
- RAMESH, T., KALLE, R., SANKAR, K., QURESHI, Q., 2013. Dry season factors determining habitat use and distribution of mouse deer (*Moschiola indica*) in the Western Ghats. *Eur. J. Wildl. Res.* 59:271–280.

- RAMESH, T.; DOWNS, C. T. 2014. Modelling large spotted genet (*Genetta tigrina*) and slender mongoose (*Galerella sanguinea*) occupancy in a heterogeneous landscape of South Africa. *Mammalian Biology* 79(5): 331-337
- RAMESH, T.; DOWNS, C. T. 2014. Modelling large spotted genet (*Genetta tigrina*) and slender mongoose (*Galerella sanguinea*) occupancy in a heterogeneous landscape of South Africa. *Mammalian Biology* 79(5): 331-337
- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F. & BRIDGEWATER, S. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80(3): 223-230.
- REDFORD, K. H., & G. A. B. FONSECA. 1986. The role of gallery forests in the zoogeography of the Cerrado's non-volant mammalian fauna. *Biotropica* 18:126–135.
- REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; DE LIMA, I. P. (orgs.). *Mamíferos do Brasil*. Londrina: Nélcio R. dos Reis, 2006.
- RIAÑO, D.; CHUVIECO, E.; USTIN, S.; ZOMER, R.; DENNISON, P.; ROBERTS, D.; SALAS, J. 2002. Assessment of vegetation regeneration after fire through multitemporal analysis of AVIRIS images in the Santa Monica Mountains. *Remote Sensing Environment* 79:60-71
- RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado: os biomas do Brasil. In: *Cerrado: ambiente e flora*. EMBRAPA, Planaltina, DF, 1998. P 89-116.
- RIPPLE, W.J., BESCHTA, R.L., 2004. Wolves, elk, willows, and trophic cascades in the upper Gallatin Range of Southwestern Montana, USA. *Forest Ecology and Management* 200, 161–181
- RODDEN M, RODRIGUES F, BESTELMEYER S (2004) Maned wolf. In: Sillero-Zubiri C, Hoffmann M, Macdonald DW (eds), *Canids: foxes, wolves, jackals and dogs – 2004 Status Survey and Conservation Action Plan*. IUCN/SSC Canid Specialist Group, Gland Switzerland, pp 38–43
- RODDEN, M.; RODRIGUES, F. & BESTELMEYER, S. 2008. *Chrysocyon brachyurus*. In: IUCN 2014. IUCN 2014. IUCN red list of threatened species. Version 2014.1. www.iucnredlist.org
- RODRIGUES, F. H. G & MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 1999. Feeding behavior of the pampas deer: A grazer or a browser? *Deer Specialist Group News*, 15: 12-1
- RODRIGUES, F.H.G., MEDRI, I.M., TOMAS, W.M.; MOURÃO, G., 2002. Revisão do conhecimento sobre a ocorrência e distribuição de mamíferos do Pantanal. *Embrapa Pantanal Documentos* 38. 39 pp.
- RODRIGUES, F. H. G.; I. M. MEDRI, G. H. B. MIRANDA, C. CAMILO-ALVES; G. MOURÃO. 2008. Anteater behavior and ecology. In: VIZCAÍNO, S. F.; W. J. LOUGHRY (Eds). *The Biology of the Xenarthra*. Gainesville: University Press of Florida. 257-268 p.
- RODRIGUES, F.H.G; SILVEIRA, L.; JÁCOMO, A.T.A.; CARMIGNOTTO, A.P.; BEZERRA, A.M.R; COELHO, D. C.; GARBOGINI, H.; PAGNOZZI, J. HASS, A. 2002. Composição e caracterização da fauna de mamíferos do Parque Nacional das Emas, Goiás, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia* 19(2):589-600

- ROSA, A.L.M. 2007. Efeito da temperatura ambiental sobre a atividade, o uso de habitat e temperatura corporal do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) na Fazenda Nhumirim, Pantanal. Dissertação. Pós-Graduação em Ecologia e Conservação . Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Corumbá, MS, 38p
- ROVERO, F; FRIDOLIN ZIMMERMANN, F.; BERZI, D.; PAUL MEEKE, P. 2013. "Which camera trap type and how many do I need?" A review of camera features and study designs for a range of wildlife research applications". *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy* 24:148-156.
- ROVERO, F. MARTIN, E. ROSA, M, AHUMADA, J.A, SPITALE, D. 2014. Estimating species Richness and Modeling Habitat preferences of Tropical forest mammals from câmara trap dat. *PLoS ONE* 9(7):e103300
- ROWCLIFFE, J. M.; FIELD, J.; TURVEY, S. T.; CARBONE, C. 2008. Estimating animal density using câmera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1228–1236.
- ROYLE, J.A.; NICHOLS, J.D. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence counts. *Ecology* 84:777–790
- SANDERSON, E. W. REDEFORD, K. H. VEDDER, A, COPPOLILLO, P.B. WARD. S.E. 2002. A conceptual model for conservation planning based on landscape espécies requirements. *Landscape and Urban Planning*, 58: 41-56.
- SANO, E. E. ; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 166:113-124
- SARMENTO, P.B.; CRUZ, J.; EIRA, C.; FONSECA, C. 2011. Modeling the occupancy of sympatric carnivorans in a Mediterranean ecosystem. *European Journal of Wildlife Research* 57:119-131
- SCHALLER G. B. 1983. Mammals and their biomass on a Brazilian ranch. *Arquivos de Zoologia, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo* 31: 1-36.
- SCOGNAMILLO DG, MAXIT IE, SUNQUIST M, POLISAR J. 2003. Coexistence of Jaguar (*Panthera onca*) and Puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of the Zoological Society of London* 259: 269-279
- SHANNON, G.; LEWIS, J.S.; GERBER, B.D. 2014. Recommended survey designs for occupancy modeling using motion-activated cameras: insights from empirical wildlife data. *PeerJ* 2:e532
- SI, X.; KAYS, R.; DING, P. 2014. How long is enough to detect terrestrial animals? Estimating the minimum trapping effort on camera traps. *PeerJ* 2:e374
- SILVA JUNIOR, A.P. 2007. Status conservacionista da mastofauna em fragmentos de Mata Atlântica nordestina. Dissertação. Pós-Graduação em Biologia Animal. Universidade Federal de Pernambuco. 53p
- SILVEIRA, L. 2004. Ecologia Comparada e Conservação da Onça-pintada (*Panthera onça*) e Onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. Tese de Doutorado. Programa de

- Pós-graduação em Biologia Animal. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília, 2004, 240p.
- SMYTHE, N. 1986. Competition and resource partitioning in the guild of Neotropical terrestrial frugivorous mammals. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17:169-188.
- STEIN, B. A. 2008. Biodiversity and the Military Mission. Chapter 1 in: Benton, N., J.D. Ripley, and F. Powledge, eds. *Conserving Biodiversity on Military Lands: A Guide for Natural Resources Managers*.
- SUNQUIST, M.E.; SUNQUIST, F. & DANEKE, D.E. 1989. Ecological separation in a Venezuelan llanos carnivore community. Pp. 197-232. In: Redford, K.H. & Eisenberg, J.F. (eds.) *Advances in Neotropical Mammalogy*. Sandhill Crane Press, Gainesville, Flórida.
- THORNTON, D. H. BRANCH, L. SUNQUIST, M. 2011. The relative influence of habitat loss and fragmentation: Do tropical mammals meet the temperate paradigm? *Ecological Application*, 21(6):2324-2333.
- TIEPOLO, L. M.; TOMAS, W. M. 2006. Ordem Artiodactyla. Cap 10. In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; LIMA, I. P.(org.). *Mamíferos do Brasil*. Londrina, 2006. 437p.
- TOBLER, M. W., CARRILLO-PERCASTEGUI, S. E. & POWELL, G. 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *Journal of Tropical Ecology*, Volume 25, pp 261 – 270
- TOMAS, W.M.; TIEPOLDO, L.M & DUARTE, J.M.B. 2010. Ordem Artiodactyla. PP. 495-506 In: REIS, N. R.; PERACCHI, A. L.; PEDRO, W. A.; DE LIMA, I. P. (orgs.). *Mamíferos do Brasil*. Londrina: Nélío R. dos Reis, 2006.
- Trolle, M. (2003b). Mammal survey in the southeastern pantanal, Brazil. *Biodiversity Conserv.* 12, 823–836.
- VENTURIERI, B. & LE PENDU. 2006. Padrões de Atividades de *Caititus* (*Tayassu tajacu*) em Cativeiro. *Revista de Etologia* 2006, Vol.8, Nº1, 35-43.
- VIEIRA, E.M. & PORT, D. 2007. Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in Southern Brazil. *Journal of Zoology*, 272: 57-63.
- VOGLIOTTI, A. 2003. História natural de *Mazama bororo* (Artiodactyla; Cervidae) através de etnozootologia, monitoramento fotográfico e rádio-telemetria. Dissertação. Pós-Graduação em Ecologia de, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- VYNNE, C.; KEIM, J, MACHADO, R.B.; MARINHO-FILHO, J.; SILVEIRA, L.; GROOM, M.J.; WASSER, S. K. 2011. Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the Brazilian Cerrado. *PLoS ONE* 6(12): e28939.
- WHITE, G.C.; BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. 2002. “Advanced Features of Program MARK” in *Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future: Proceedings of the Second International Wildlife Management Congress*, ed. R. Fields, Bethesda, MD: The Wildlife Society.

- WOODROFFE, R. GISBERG, J.R 1998. Edge effects and the extinction of population inside protected areas. *Science*, 280: 2126-2128.
- YATES, M.D. & MUSZIKA, R.M. 2006. Effect of forest structure and fragmentation on site occupancy of bat species in Missouri Ozark forests. *Journal of Wildlife Management* 70:1238–1248
- YOCCOZ, N.G., NICHOLS, J.D. & BOULINIER, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16:446–453.
- YOST, A. C., PETERSEN, S. L., GREGG, M., MILLER, R. 2008. Predictive modeling and mapping sage grouse (*Centrocercus urophasianus*) nesting habitat using maximum entropy and a long-term dataset from Southern Oregon. *Ecological Informatics* 3:375–386

CAPÍTULO 5 - ANÁLISE DA CONECTIVIDADE FUNCIONAL DA PAISAGEM NA REGIÃO DO DISTRITO FEDERAL E ENTORNO

Resumo

Conectividade da paisagem é um aspecto chave para manutenção da biodiversidade e viabilidade do ecossistema. O cerrado tem se transformado, por meio da destruição dos ecossistemas que o constitui em pastagens plantadas, culturas anuais, áreas urbanas e florestas plantadas. Essas transformações trouxeram grandes danos ambientais como extinção da biodiversidade e fragmentação de habitats surgindo a importância de manter redes de conservação com áreas protegidas e militares para promoção de dispersão uma vez que essas áreas abrigam também espécies raras e em risco de extinção. Foi avaliada a conectividade paisagem com a aplicação de dois índices (índice integral de conectividade e probabilidade de conectividade) para dois cenários um sem e outro com o efeito de estradas para quatro diferentes distâncias de dispersão. A análise mostra que sem o efeito de estradas a conectividade funcional tem grande potencial de ocorrer incluindo a área militar como um importante remanescente capaz de manter conexões no seu interior e exterior para diferentes distâncias de dispersão analisadas neste estudo. O efeito da presença de estradas gerou um grande impacto na manutenção da conectividade implicando na necessidade de medidas mitigadoras que permitam o deslocamento da fauna na paisagem.

Palavras-chave: Conectividade funcional, mamíferos, área militar, Cerrado.

ANALYSIS OF FUNCTIONAL LANDSCAPE CONNECTIVITY IN THE REGION OF DISTRITO FEDERAL AND SURROUNDINGS

Abstract

Landscape connectivity is a key aspect to maintaining biodiversity and ecosystem viability. The cerrado has been transformed, through the destruction of its ecosystems in planted pastures, annual crops, urban areas and exotic tree plantations. These transformations have brought major environmental damage as extinction of biodiversity and habitat fragmentation emerging the importance of maintaining conservation networks with protected and military areas to promote dispersion once those areas are home to rare species and also in danger of extinction. Landscape connectivity was evaluated with the application of two indices (integral index of connectivity and probability of connectivity) for two scenarios, one without and one with the road effects to four different dispersal distances. The analysis showed that without the road effect to functional connectivity had great potential to occur including the military area as an important remaining able to maintain connections inside and outside to different dispersal distances analyzed in this study. The effect of the presence of roads generated a great impact in maintaining connectivity implying the need for mitigating measures that allow the shifting of fauna in the landscape.

Key words: Funcional connectivity, mammals, military area, Cerrado

1-Introdução

À medida que o mundo humano se torna mais conectado, a vida selvagem e as áreas naturais se tornam cada vez mais fragmentados (Crooks & Sanjayan, 2006). Historicamente, a biodiversidade mundial tem sido conservada por meio do estabelecimento de áreas protegidas, mas práticas atuais estão convergindo pelo estabelecimento de uma maior conectividade entre estes remanescentes de vegetação natural (Hanks, 2001; Bennett & Mulongoy, 2006, van Aarde & Jackson, 2007, Worboys *et al.*, 2010). Isto se deve a importância de se evitar o isolamento funcional das áreas protegidas, contendo assim a perda de biodiversidade (Bennett, 2004).

A principal iniciativa para desenvolver redes funcionais de áreas protegidas, é a abordagem de redes de habitat, também denominada redes ecológicas, definida como “uma representação espacialmente explícita das condições ambientais através de paisagens grandes” (Rowland & Wisdom 2009). Duas características-chaves inserem-se nessa definição: (1) a identificação de manchas de habitat sustentáveis e conexões entre elas em escala compatível com o movimento dos organismos e (2) avaliação da paisagem inteira em relação aos requerimentos ecológico das espécies. Informações relevantes no desenho de uma rede de habitats tipicamente incluem estimativas de abundância, qualidade, configuração e conectividade dos habitats (Rowland & Wisdom 2009).

A conectividade da paisagem é definida como o grau no qual a paisagem facilita ou impede o deslocamento por entre manchas de recursos (Taylor *et al.*, 1993). “a relação funcional entre os fragmentos de habitat devido as suas distribuições espaciais e o movimento de organismos em resposta a estrutura da paisagem” (Taylor *et al.*, 1993; With *et al.*, 1997), ou “a facilidade com o qual indivíduos podem se movimentar dentro da paisagem” (Kindlmann & Burel, 2008). Existem dois tipos de conectividade: estrutural e funcional (Taylor *et al.*, 2006). A conectividade estrutural desconsidera a resposta comportamental dos organismos a estrutura da paisagem e apenas descreve as relações físicas entre as manchas de habitat, tais como corredores ou distâncias entre fragmentos. Quando as relações físicas entre as manchas de habitat são muito próximas, a conectividade estrutural é maior (Taylor *et al.*, 2006). Conectividade funcional, de outro modo, considera as respostas comportamentais dos indivíduos, espécies ou processos ecológicos a estrutura física da paisagem (Goodwin, 2003; Crooks & Sanjayan, 2006). Este tipo de análise fornece as afinidades de habitat e as possibilidades para dispersão das espécies (deslocamento entre fragmentos de habitats remanescentes ou áreas de não habitat) (Bélisle, 2005; Downs & Horner, 2008). Há um consenso na literatura que conectividade é espécie-específica, porque a resposta de cada organismo à estrutura da paisagem depende da escala em que a heterogeneidade da paisagem é percebida por este e de sua capacidade de deslocamento através de diferentes usos e cobertura de terra (Tischendorf & Fahrig, 2000). Conectividade deve, portanto, ser medida a partir de uma perspectiva funcional (Saura & Torné, 2009; Millspaugh & Thompson, 2009).

Dentre os diferentes métodos propostos para avaliar a conectividade (Ziólkowska *et al.*, 2012) existem duas abordagens complementares (Rubio, *et al.*, 2012), que tem contribuído

significativamente para uma análise eficaz e operacional da conectividade da paisagem: a teoria de grafos e as métricas de disponibilidade de habitats (Urban & Keitt, 2001, Galpern *et al.*, 2011). Nos modelos de teoria de grafos a paisagem é representada como um conjunto de nós (manchas de habitat) funcionalmente conectadas em algum grau por links que unem pares de nós (Urban & Keitt, 2001, Minor & Urban, 2008; Saura & Pascual-Hortal, 2007; Saura & Rubio, 2010; Fu *et al.*, 2010). Teoria de grafos pode ser usada para quantificar tanto conectividade estrutural quanto funcional de uma paisagem, aspectos funcionais são expressos por acessar a qualidade de manchas e corredores (Ricotta *et al.*, 2000; Urban & Keitt 2001; Jordan *et al.*, 2003). Um grafo representa um conjunto de nós e *links* de modo que cada *link* conecta dois nós. Os nós representam unidades de habitat favoráveis circundado por áreas de habitat pouco favoráveis (Urban & Keitt 2001) enquanto *links* representam a capacidade potencial de um organismo se dispersar diretamente entre dois nós, que são, portanto, considerados conectados (Pascual-Hortal & Saura, 2006, Saura & Torné 2009). Por outro lado, a abordagem com métricas de disponibilidade de habitat reconhece que, para medir conectividade de uma forma significativa, as áreas de habitat conectadas existentes no interior dos fragmentos (intrapatch connectivity) têm que ser consideradas juntamente com a área disponível para conexões entre os fragmentos (interpatch connectivity) (Saura & Pascual-Hortal, 2007). Tais conectividades são consideradas importantes para os processos ecológicos tais como deslocamento de genes e populações em múltiplas escalas espaço-temporais, especialmente em paisagens fragmentadas (Minor & Urban, 2008). Esta abordagem é diferente das formas tradicionais de medida da conectividade, que apenas levam em consideração a conectividade entre os fragmentos (e não no interior deles) (Saura & Torné, 2009). Além disso, para um habitat ser prontamente disponível para um animal ou população ele deve ser ao mesmo tempo abundante e conectado. Entretanto, a disponibilidade de habitat para uma espécie pode ser baixa se as manchas de habitat são pobremente conectadas, mas também se o habitat é altamente escasso até mesmo se as manchas são altamente conectadas (Saura & Pascual-Hortal, 2007). Neste contexto, tem sido sugerido que a conectividade da paisagem deve ser considerada dentro de um conceito mais amplo de disponibilidade de habitat com o intuito de ter aplicações de planejamento da conservação integrada e eficiente (Pascual-Hortal & Saura, 2006).

A premissa fundamental de redes de habitat é que o habitat é naturalmente fragmentado ou vem sendo sofrendo fragmentação por atividades antrópicas, e assim uma configuração de manchas de habitat e links é necessário para manter populações de espécies de interesse. O Cerrado, segundo maior bioma brasileiro, tem se transformado, por meio da conversão dos ecossistemas que o constitui em pastagens plantadas, culturas anuais, florestas plantadas e áreas urbanas. Essas transformações tem resultado em grandes danos ambientais como a perda da biodiversidade, a introdução de espécies exóticas, a degradação de ecossistemas e a fragmentação de habitats entre outros (Klink e Machado, 2005). Fragmentação de habitats é um processo no qual uma área de habitat extensa e contínua é reduzida em área e dividida em dois ou mais fragmentos. Estes fragmentos são normalmente

isolados uns dos outros por uma matriz diferente do habitat original (Forman & Gordron, 1981, Carvalho *et al.*, 2009). Dentre estes fragmentos, também chamados remanescentes de vegetação original, incluem-se as áreas protegidas, que podem estar sujeitas aos efeitos de perda e fragmentação de habitat, tais como redução da capacidade suporte, isolamento, extinção de espécies e introdução de espécies exóticas (Marini-Filho; Martins, 2000 & Metzger, 2003, Lacerda *et al.*, 2009). Por remover recursos, perda de habitat afeta diretamente à capacidade suporte de uma dada área, e conseqüentemente sua capacidade para sustentar grandes populações. Populações pequenas são mais vulneráveis a deriva genética, demográfica e efeitos ambientais estocásticos. Tamanho efetivo de população baixo diminui a variabilidade genética na população e conseqüentemente sua adaptabilidade a mudanças ambientais (Gilpin & Soule 1986; Fagan & Holmes 2006).

Mamíferos são frequentemente usados como espécies focais para o planejamento de redes de habitat devido: (1) atuarem em uma larga escala espacial e conseqüentemente suas populações tem maior probabilidade de serem fragmentadas (Crooks, 2002), (2) as áreas que eles requerem podem ser usadas por múltiplas espécies e fluxos ecológicos (Gurrutxaga *et al.*, 2010, Morrison *et al.*, 2010) e (3) a sua alta sensibilidade aos efeitos negativos de fragmentação e homogeneização de habitats (Hilty *et al.*, 2007). Os objetivos de trabalho foram: (1) avaliar o potencial de nós como fornecedores de conectividade para os movimentos de dispersão de mamíferos com diferentes capacidades de dispersão numa rede de áreas protegidas do bioma Cerrado por meio de índices de conectividade para dois cenários: (i) sem o efeito das rodovias e (ii) com o efeito das rodovias, (2) identificar em quais distâncias de dispersão os nós desempenham um papel mais proeminente na conectividade de habitat. Rodovias são um dos principais elementos dentro da matriz (áreas de não habitat na paisagem) responsáveis pela perda de conectividade (Coffin, 2007; Forman *et al.*, 2003) e mortalidade da fauna associada a atropelamentos (Texeira *et al.*, 2013). Portanto, a configuração espacial de rodovias deveria ser um critério básico para preservar conectividade não somente para prevenir seus impactos (Thorne *et al.*, 2009; Vasas *et al.*, 2009) mas também para restaurar permeabilidade em áreas críticas (Bruinderink *et al.*, 2003; Cleverger *et al.*, 2002; Cleverger & Wierzchowski, 2006; van der Grift & Pouwels, 2006).

2-Materiais e Métodos

2.1-Área de Estudo

O estudo foi realizado numa área de aproximadamente 37.573,31 km² compreendendo a cena 221/071 que abrange o Distrito Federal e os estados de Goiás e Minas Gerais. Foram avaliados seis fragmentos, sendo quatro áreas protegidas e duas áreas não protegidas (Figura 34) cuja cobertura vegetal segundo Ribeiro & Walter (1998) é formada por Cerrado *sensu stricto*, Parque de Cerrado, Campo Sujo, Campo Limpo, Vereda, Mata de Galeria e Mata seca. Nestes fragmentos estão inseridas seis Unidades de Conservação de Proteção Integral do Distrito Federal: Parque Nacional de Brasília, Reserva Biológica da Contagem, Estação

Ecológica de Águas Emendadas, Reserva Ecológica do IBGE, Estação Ecológica do Jardim Botânico, Estação Ecológica da Universidade de Brasília (estas três últimas compõem a Área de Proteção Ambiental Gama Cabeça de Veado), além do Campo de Instrução de Formosa, GO.

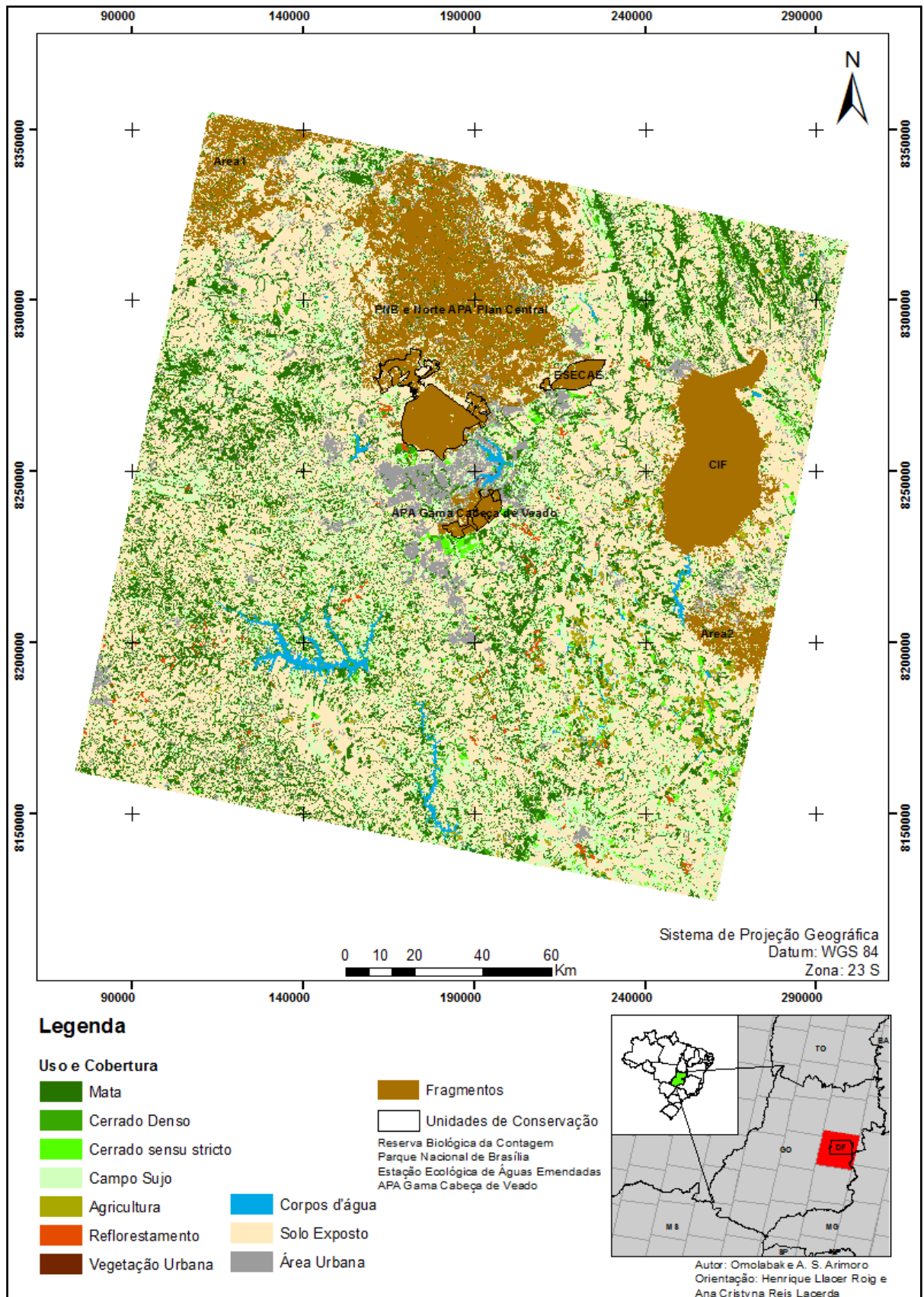


Figura 34: Localização da área de estudo e a distribuição dos nós (áreas protegidas) dentro dela.

2.2-Análise da Conectividade

Para avaliar a conectividade da paisagem, o critério para seleção de manchas de habitat deve seguir três princípios: tamanho de área suficiente para comportar a área de vida de populações de mamíferos, alta adequabilidade de paisagem (por ex. diversidade de fitofisionomias) e boa acessibilidade (Liu *et al* 2008). Assim, os nós escolhidos para a análise de conectividade correspondem às quatro áreas protegidas presentes na área de estudo, ou seja, o habitat focal da análise. Além dessas, duas áreas não protegidas com vegetação natural também foram consideradas nós da rede. Para avaliar o potencial dos nós como fornecedores de conectividade para os movimentos de dispersão de mamíferos com diferentes capacidades de dispersão foram utilizadas duas métricas de conectividade da paisagem: o índice integral de conectividade (IIC) e o índice de probabilidade de conectividade (PC), ambos baseados na teoria de grafos e no conceito de disponibilidade de habitat (Pascual-Hortal & Saura, 2006, 2008; Saura & Pascual-Hortal, 2007). Estas métricas são sensíveis a tipos diferentes de elementos da paisagem são efetivas na identificação de manchas de habitat mais críticas para conservação (Saura & Torné, 2009). A teoria de grafos possibilita o acréscimo de valores que permitem a análise de conexão de fragmentos não apenas para atestar a conectividade funcional (Watts & Handley, 2010), mas também atestar as variações de limiares de distância. Isso permite analisar a conectividade da paisagem relacionado a capacidade da espécie em dispersar (Laita *et al.*, 2010).

O *IIC* é um índice baseado no modelo binário em que dois nós estão ambos conectados ou não, com nenhuma modulação intermediária de viabilidade de conexão entre dois fragmentos e nenhum atributo está relacionado aos *links* no grafo (Saura & Torné, 2009). Identifica o potencial de conectividade combinando os atributos dos nós como, por exemplo, área do fragmento, qualidade de habitat ou outras características que podem ser considerados relevantes para a análise (taxa de mortalidade e recrutamento, tamanho da população, disponibilidade de habitat, área core, etc) (Saura & Pascual-Hortal, 2007) com o número de *links* em caminhos mais curtos entre cada par de nós (Saura & Torné, 2009). *IIC* varia de 0 a 1 e aumenta com conectividade.

E dado por:

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \times a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2} \quad \text{eq.12}$$

onde n é o número total de nós na paisagem, a_i é a área de de cada mancha de habitat e nl_{ij} é o número de *links* no caminho de menor custo entre as manchas i e j . A_L é a área total da paisagem (compreendendo a região de estudo com áreas de habitat e não habitat). Portanto, o *IIC* requer, o cálculo do caminho mais curto entre cada par de nós.

O índice *PC* é um índice baseado no modelo de conexão probabilístico existe certa probabilidade de dispersão direta entre cada dois fragmentos, como uma estimativa da força, frequência ou viabilidade de deslocamento direto pelos organismos analisados (Saura & Torné, 2009). É definido como a probabilidade de dois animais alocados aleatoriamente dentro da paisagem caírem em áreas de habitat que são interconectados dado um conjunto de n

manchas de habitat e conexões (p_{ij}) entre eles (Saura & Pascual- Hortal, 2007). PC varia de 0 a 1 e aumenta com conectividade. E dada por:

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \times a_j \times p_{ij}^*}{A_L^2} \quad \text{eq. 13}$$

onde, n é o número total de nós na paisagem, a_i e a_j são áreas dos fragmentos de habitat i e j , respectivamente, A_L é a área total da paisagem (compreendendo a região de estudo com áreas de habitat e não habitat). Este índice identifica o potencial de conectividade levando-se em consideração a probabilidade de dispersão (p_{ij}), que caracteriza a viabilidade de um passo entre manchas i e j , onde um passo é definido como deslocamento direto de um dispersor por entre dois fragmentos sem passar por nenhum outro fragmento de habitat intermediário (Saura & Pascual- Hortal, 2007). O cálculo do PC considera o produto máximo da probabilidade de dispersão (p_{ij}^*) que é o produto máximo da probabilidade de todos os possíveis caminhos entre os fragmentos i e j (Saura & Pascual- Hortal, 2007). Se os fragmentos i e j estão pertos o suficiente, a probabilidade máxima do caminho é simplesmente o deslocamento direto entre os fragmentos i e j ($p_{ij}^* = p_{ij}$); caso os fragmentos estejam distantes a probabilidade máxima contemplará vários deslocamentos diretos entre fragmentos *stepping stones* intermediários ($p_{ij}^* > p_{ij}$) (Saura & Pascual- Hortal, 2007). Como demonstrado em Saura & Rubio (2010) os valores para os índices IIC e PC podem ser divididos em três diferentes frações (intra, flux, connector) considerando os diferentes modos em que a mancha de habitat (nó) ou *link* pode contribuir para a conectividade total na paisagem. A fração *intra* é a contribuição da mancha k em termos de conectividade dentro da própria mancha (*intrapatch*) ou a disponibilidade de área de habitat fornecida pela mancha k em si, e é completamente independente de como a mancha k pode ser conectada a outras manchas e não depende da distância de dispersão da espécie focal. A fração *flux* corresponde ao fluxo de dispersão área-pesado através das conexões da mancha k , depende de ambos, da área da mancha k (uma mancha com um valor de área maior produz mais fluxo) e de sua posição dentro da paisagem. Os *links* não contribuem para esta fração, porque eles não contêm qualquer área de habitat e, assim, não podem ser o destino ou origem dos fluxos de dispersão. Esta fração mede quão bem a mancha k está conectada a outras manchas na paisagem (em termos de quantidade de fluxo), mas não a importância dessa mancha para manter a conectividade entre as demais manchas, que é quantificada pela fração seguinte. A fração *connector* é a contribuição da mancha ou link para conectividade entre manchas de habitat, como elemento de conexão ou *stepping stone* entre eles. Esta fração depende somente da posição topológica de uma mancha ou *link* na paisagem. O cálculo dessa fração é independente de sua área. Uma mancha ou *link* irá contribuir somente quando ela é parte do melhor caminho (probabilidade produto máxima) para dispersão entre duas outras manchas i e j (Saura & Rubio 2010).

Também, foram calculadas as métricas *dIIC* e *dPC* que estimam a importância individual de cada fragmento em termos de porcentagem de variação no grau total de conectividade como dado pelos índices *IIC* e *PC* (Pascual-Hortal & Saura, 2006; Saura &

Pascual Tamb- Hortal, 2007). Representam uma melhor maneira de interpretar o *IIC* e o *PC*. A importância do nó é dada pelas seguintes expressões:

$$dIIC(\%) = \frac{IIC - IIC^i}{IIC} \times 100 \quad \text{eq.14}$$

$$dPC(\%) = \frac{PC - PC^i}{PC} \times 100 \quad \text{eq.14}$$

onde *IIC* ou *PC* corresponde ao valor do índice global calculado para a paisagem considerando todos os fragmentos de habitat, e *IICⁱ* ou *PCⁱ* é o valor global do índice depois da remoção do fragmento *i* da paisagem. O cálculo dos índices de conectividade e seus valores de delta foram conduzidos no software Conefor Sensinode 2.6 (Saura & Torné, 2009). Todosos índices são índices em nível de paisagem que calculam a conectividade funcional levando-se em consideração conexões no interior do fragmento, conexões entre os fragmentos e o impacto da sua retirada da paisagem avaliando individualmente os fragmentos para qualquer distância de dispersão que se deseja trabalhar. Além disso, requerem o cálculo dos caminhos de menor custo entre cada par de nós/fragmentos.

A análise da conectividade foi focada na comunidade de mamíferos terrestres, particularmente mamíferos de médio e maior porte, uma vez que este grupo incluem espécies com alto grau de mobilidade e com diferentes capacidades de dispersão (Mantovani, 2001; Rodrigues, 2002; Trolle *et al*, 2006; Silva, 2010; Astete, 2012, Gurrutxaga *et al.*, 2011). Com o objetivo de identificar os fragmentos mais úteis para diferentes liminares de dispersão, foi considerado um amplo alcance de distâncias ou limiares de dispersão (*d*) no cálculo dos índices de conectividade, sendo *d*=2000, *d*=4000, *d*=8000 e *d*=20000m. Para realização desta análise é necessário o cálculo da resistência ao movimento.

2.3-Caminhos de menor custo e cálculo da resistência de movimento

Os caminhos de menor custo são aqueles em que se tem menor esforço/custo em se deslocar de um fragmento para outro, indicando o grau de conexão. Foram obtidos a partir de fragmentos de habitat respeitando os três princípios (um tamanho de área suficiente, alta adequabilidade de paisagem e boa acessibilidade). Estes caminhos são estabelecidos de acordo com o custo acumulativo associado ao peso/distância e a direção de movimento, podendo ser calculado para uma única célula da fonte para o destino (gerando um único caminho de menor custo) ou para cada célula da fonte para o destino (gerando mais de um caminho de menor custo) (Pullinger & Johnson 2010)

A resistência de movimento é uma matriz composta de células em que cada uma possui valores de impedância ao deslocamento. Os valores de resistência propostos se basearam em conhecimentos da topografia e barreiras presentes na área de estudo e classificados de acordo com a escala de avaliação do Método AHP (*Analytic Hierarchy Process*). Este método originou-se com Tomas L. Saaty na década de 1970 e é uma técnica de

auxílio à tomada de decisão por meio da criação de rankings das alternativas, que é feito com base em comparações par-a-par entre os atributos, seguido da comparação entre os sub-atributos tendo-se, desta maneira, os pesos de cada um dos atributos, dos seus subatributos e das alternativas (Junior, 2008). Inicialmente para utilizar o AHP é necessário estipular os atributos, subatributos e alternativas a serem utilizados, também é necessário organizá-los de maneira hierárquica. Essa organização pode ter quantos níveis necessários, sendo o nível superior sempre a meta a se alcançar e os inferiores, as alternativas. Os níveis intermediários são constituídos pelos atributos e seus subatributos (Junior, 2008). Depois de definida a árvore hierárquica, inicia-se a avaliação dentro de cada nível. Esta avaliação é efetuada comparando-se aos pares as opções de cada nível, mas pode-se também realizar esta avaliação através de notas absolutas (Junior, 2008). Ao se comparar par-a-par é utilizada uma escala de valores de 1 a 9 proposta por Saaty (1980)(Tabela 11).

Tabela 11: Escala subjetiva de valores do Método AHP (Modificado de Jardim, 1999)

Intensidade de Importância P_{ij}	Significado
1	<i>i</i> tem a mesma importância que <i>j</i>
3	<i>i</i> é um pouco mais importante que <i>j</i>
5	<i>i</i> é muito mais importante que <i>j</i>
7	está demonstrado que <i>i</i> é muito mais importante que <i>j</i>
9	<i>i</i> tem importância absoluta sobre <i>j</i>
2,4,6,8	Valores de compromisso

Os dados utilizados para o cálculo de resistência ao movimento foram mapas de uso e cobertura e de declividade. O mapa vetorial de uso e cobertura foi transformado em matricial com tamanho de célula de 30m e reclassificado de acordo com a escala de avaliação do método AHP, atribuindo valores mais baixos a fragmentos de habitat que pode funcionar tanto para habitat como para *stepping stones*. Foram atribuídos valores mais altos para resistência na matriz (ex: solo exposto, áreas agropastoril, estradas e áreas urbanas) e para áreas com plantios homogêneos de espécies florestais (principalmente composta por *Eucalyptus sp* e *Pinus sp*), valores intermediários. Para declividade no processo de reclassificação, áreas mais planas foram atribuídas valores mais baixos e áreas com declividade mais acentuada valores mais altos, a divisão de classes foi feita de acordo com o manual de pedologia do IBGE (2007 adaptado) (Tabela 12). Todos os processamento dos dados espaciais, edição de dados vetoriais, conversão de vetor para matriz, assim como cálculo dos caminhos de menor e da superfície de resistência e custo foram realizados no software ArcGIS 10.1 (ESRI, 2012).

Tabela 12: Atribuição de pesos para as classes de uso e cobertura e declividade

Uso e cobertura	Declividade	Escala de valores	
		Cenário 1	Cenário 2
Vegetação Nativa (Mata, Cerrado <i>sensu stricto</i> e Campo Sujo)	0 – 8%	1	1
	8 – 20%	3	3
Plantios homogêneos	20 – 45%	5	5
Áreas agropastoris, Solo Exposto	45 – 75%	7	7
Áreas Urbanas e Rodovias	Acima de 75%	9	Restrito

3-Resultados

A área de estudo apresenta uma paisagem altamente modificada composta em sua maioria de áreas agropastoris (ver Figura 12, Capítulo 2). A rede de áreas naturais foi composta de seis nós (manchas de habitat), ocupando cerca de 13% da área total (37.573,31 km²) (Tabela 13).

Tabela 13: Nós (manchas de habitat) escolhidos para a análise, sendo quatro delas áreas protegidas presentes na área de estudo.

Nó	Mancha de habitat	Área (ha)
1	Área 1	5.8467,64
2	Área 2	25.800,24
3	Campo de Instrução de Formosa	117.105,17
4	Parque Nacional de Brasília e Norte da APA do Planalto Central	296.305,97
5	Estação Ecológica de Águas Emendadas	8.225,73
6	APA Gama Cabeça de Veado	14.259,11
Total		520.163,86

3.3.1 Cenário 1

Para o cenário 1, sem a presença de estradas, os fragmentos apresentaram diferentes valores de *dIIC* e *dPC*, indicando a importância diferenciada de cada mancha de habitat para a conectividade da rede, e em relação as diferentes habilidades de dispersão dos mamíferos. Os valores de *PC* foram altos para as manchas de habitat 3 e 4, intermediários para as manchas 1 e 5, embora para maiores distâncias de dispersão o valor de *dPC* para a mancha 5 diminuiu. E os valores do *dPC* das manchas 2 e 5 foram baixos (Figuras 34 e 35, Tabela 14). As distâncias de dispersão tiveram efeitos na estimativa de conectividade com aumentos nos valores dos índices para os fragmentos 1, 2 e 3 e diminuição dos valores dos índices para fragmentos 4, 5 e 6 com o aumento das distâncias. Observa-se que três manchas de habitat (3, 4 e 5) foram responsáveis por cerca de 85% da importância da conectividade global em ambos os resultados dos índices (Tabela 14). Para qualquer distância de deslocamento a mancha de habitat que apresentou maior importância para a conectividade da paisagem, por ambos os índices, foi a mancha de habitat 4, que contém o Parque Nacional de Brasília e a porção norte da APA de Planalto Central indicando sua ausência interfere fortemente na dinâmica de conexão da rede (Figuras 34 e 35).

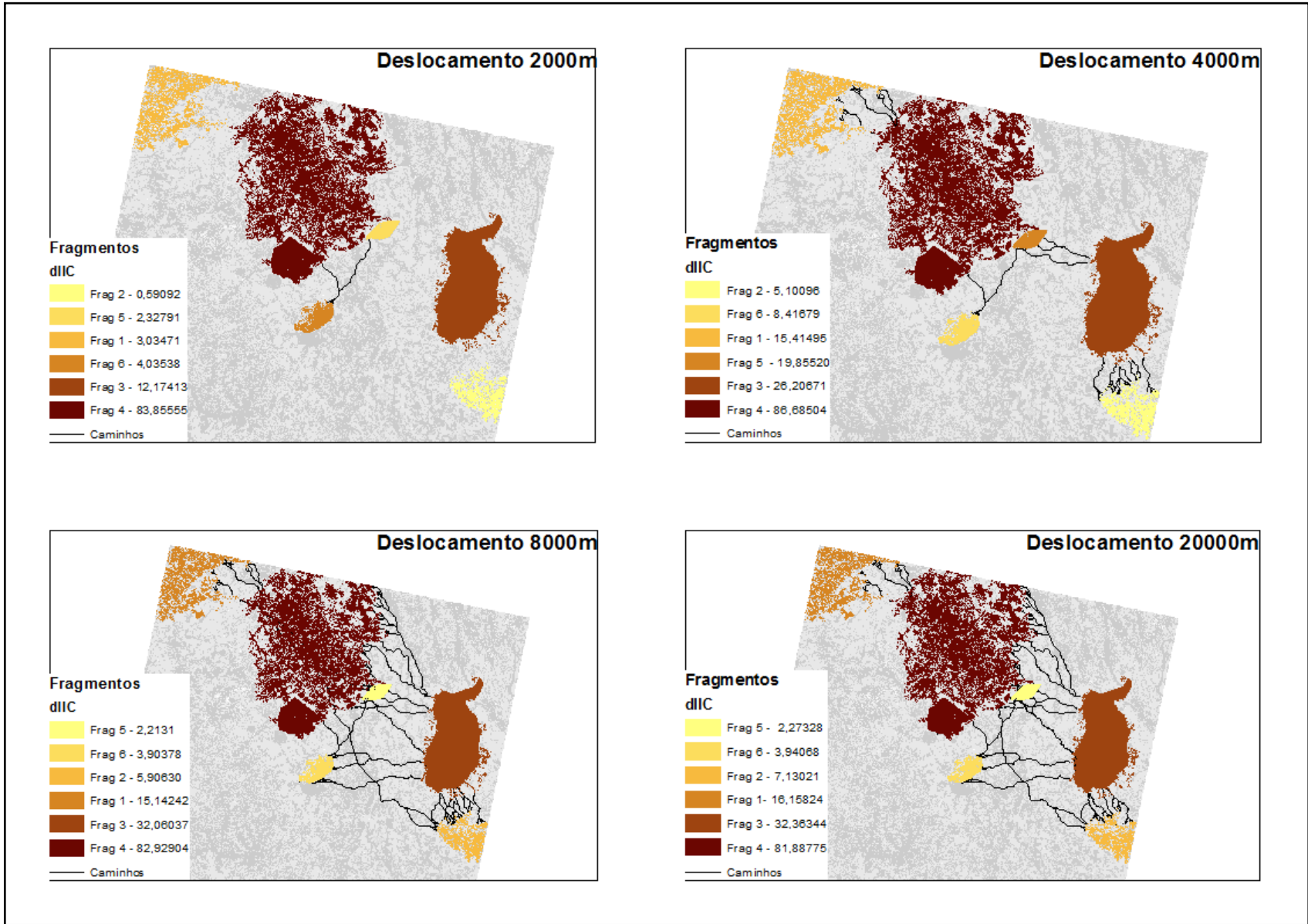


Figura 35: Resultados do índice dIIC em diferentes distância de dispersão.

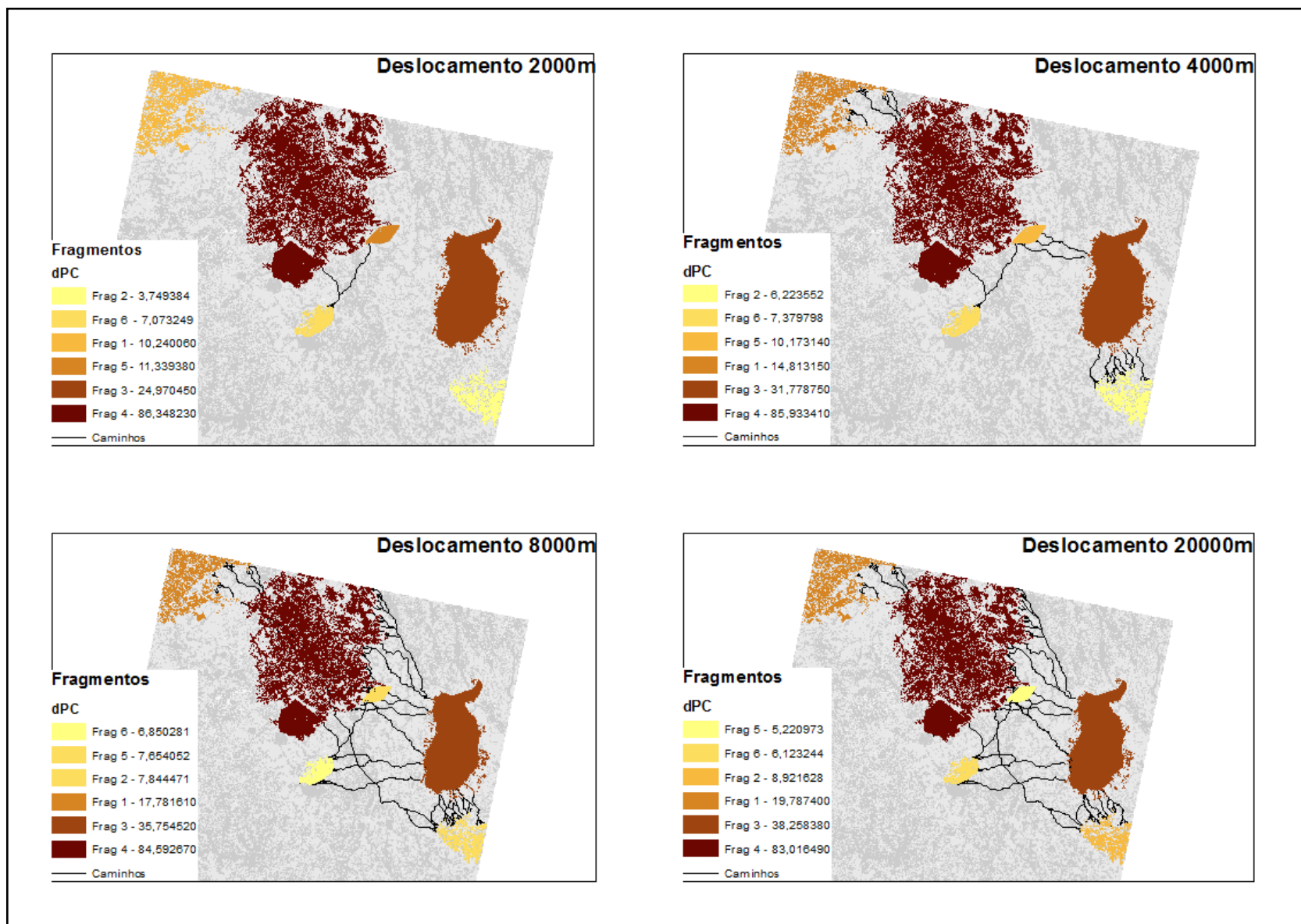


Figura 36: Resultados do índice dPC em diferentes distância de dispersão.

Os valores para as três diferentes frações dos índices dIIC e dPC (intra, flux, connector) ,que avalia os diferentes modos em que uma mancha de habitat (nó) pode contribuir para a conectividade total na paisagem,também variaram com distância de dispersão. Os valores da fração *intra* dos índices dIIC e dPC, que avalia a contribuição da mancha *k* em termos de conectividade dentro da própria mancha (*intrapatch*), revelou que a mancha 4 (Parque Nacional de Brasília e Norte da APA do Planalto Central) é o elemento da paisagem que contribui com a maior disponibilidade de área de habitat em si para a conectividade da paisagem, seguida pela mancha 3 (Campo de Instrução de Formosa). No entanto, a conectividade *intrapatch* diminui com o aumento da distância de dispersão (Tabela 14).

Igualmente, a fração *flux*, que avalia fluxo de dispersão área-pesado através das conexões da mancha *k*, indicou que as manchas 4 e 3 foram as manchas de habitat mais conectadas a outras manchas da paisagem em termos de fluxo de dispersão e essa fração aumentou com distâncias de dispersão mais longas (Tabela 14). A fração *connector*, que avalia a contribuição da mancha para conectividade entre as manchas de habitat, como elemento de conexão entre eles, revelou que essa contribuição é baixa para as manchas 4 e 6, principalmente quando se considera o índice probabilístico de conectividade, relativamente alto para a mancha 5 (Estação Ecológica de Águas Emendadas), e zero para a mancha 1, 2 e 3 (Área 1, Área 2 e Campo de Instrução de Formosa, respectivamente). Como a fração *intra*, a fração *connector* diminui com distâncias de dispersão mais longas (Tabela 14).

Tabela 14: Valores das três diferentes frações do índice integrado de conectividade-IIC e do índice de probabilidade de conectividade-PC, a saber fração intrapatch (intra), fluxo de dispersão (flux) e fração connector (connector). Seus valores indicam os diferentes modos em que a mancha de habitat (nó) pode contribuir para a conectividade total na paisagem em diferentes distâncias de deslocamento (km).

Nó	Deslocamento (km)															
	2				4				8				20			
	dIICintra	dIICflux	dIICconnector	dIIC	dPCintra	dPCflux	dPCconnector	dPC								
1	3,03	2,04	1,87	1,82	0,00	13,37	13,27	14,34	0	0,00	0,00	0	3,03	15,41	15,14	16,16
2	0,59	0,40	0,36	0,35	0,00	4,70	5,54	6,78	0	0,00	0,00	0	0,59	5,10	5,91	7,13
3	12,17	8,19	7,50	7,29	0,00	18,01	24,56	25,08	0	0,00	0,00	0	12,17	26,21	32,06	32,36
4	77,94	52,46	48,01	46,65	5,91	31,20	34,88	35,24	0	3,02	0,04	0	83,86	86,69	82,93	81,89
5	0,06	0,04	0,04	0,04	2,27	2,38	2,18	2,24	0	17,44	0,00	0	2,33	19,86	2,21	2,27
6	0,18	0,12	0,11	0,11	3,85	3,81	3,79	3,83	0	4,48	0,00	0	4,04	8,42	3,90	3,94
	dPCintra				dPCflux				dPCconnector				dPC			
1	2.15	1.74	1.50	1.36	8.09	13.07	16.28	18.43	0.00	0.00	0.00	0.00	10.24	14.81	17.78	19.79
2	0.42	0.34	0.29	0.26	3.33	5.88	7.55	8.66	0.00	0.00	0.00	0.00	3.75	6.22	7.84	8.92
3	8.63	6.98	6.04	5.46	16.34	24.80	29.72	32.80	0.00	0.00	0.00	0.00	24.97	31.78	35.75	38.26
4	55.28	44.68	38.65	34.93	29.89	39.59	44.53	47.31	1.17	1.67	1.41	0.78	86.35	85.93	84.59	83.02
5	0.04	0.03	0.03	0.03	3.74	3.48	3.31	3.19	7.56	6.66	4.31	2.00	11.34	10.17	7.65	5.22
6	0.13	0.10	0.09	0.08	5.29	5.43	5.41	5.37	1.65	1.85	1.35	0.67	7.07	7.38	6.85	6.12

Para as menores distâncias de deslocamento (2 e 4km), o resultado dos índices dIIC e dPC foram semelhantes, mostrando que a mancha de habitat 2 teve a menor contribuição para a conectividade da rede. Para essa mancha os valores de dPCintra foram baixos em todas as distâncias de dispersão. Mas o valor de dPCflux aumenta com a distância de dispersão, indicando que uma conexão entre as manchas (interpatch connectivity) (Tabela 14). Para grandes capacidades de dispersão (8 e 20km), o resultado dos índices dIIC e dPC indicaram que a mancha de habitat 5 (Estação Ecológica de Águas Emendadas) foi relativamente a menos importante devido a menor disponibilidade de área de habitat em relação aos demais, uma vez que possui o menor grau de conexão no interior da mancha (intrapatch connectivity). No entanto, o valor da fração connector para essa mancha de habitat foi relativamente alto, indicando uma alta capacidade da mancha em promover conectividade para as outras manchas por ser um elemento de conexão entre elas ou um *stepping stone*. Porém, essa capacidade de conexão diminuiu com o aumento da distância de dispersão.

Os caminhos de menor custo indicam o grau de conexão da paisagem, sendo que para a distância de dispersão de 2000m a paisagem é a menos conectada dentre as quatro distâncias analisadas. Não houve diferença significativa no grau de conexão para distâncias de 8000 e 20000m, uma vez que a rede tem praticamente a mesma quantidade de caminhos de menor custo. A quantidade de caminhos de menor custo variou em função das distâncias de dispersão indicando que mamíferos com maiores capacidades de deslocamento (especialmente para 8000m e 20000m) conseguem permear pela paisagem acessando os seis fragmentos de diferentes formas.

3.3.2-Cenário 2

A conectividade funcional não pôde ser avaliada com a presença de rodovias (Figura 37) uma vez que a paisagem possui uma densa rede de estradas que representam uma grande barreira ao deslocamento de mamíferos, impossibilitando assim o cálculo de caminhos de menor custo, uma vez que este é um dos requisitos para obtenção dos índices. A alta densidade de rodovia na área de estudo se deve a proximidades de centros urbanos. Estas rodovias separam os fragmentos analisados neste estudo, isolando-os dos demais restando apenas conexões que se restringem somente ao interior dos fragmentos.

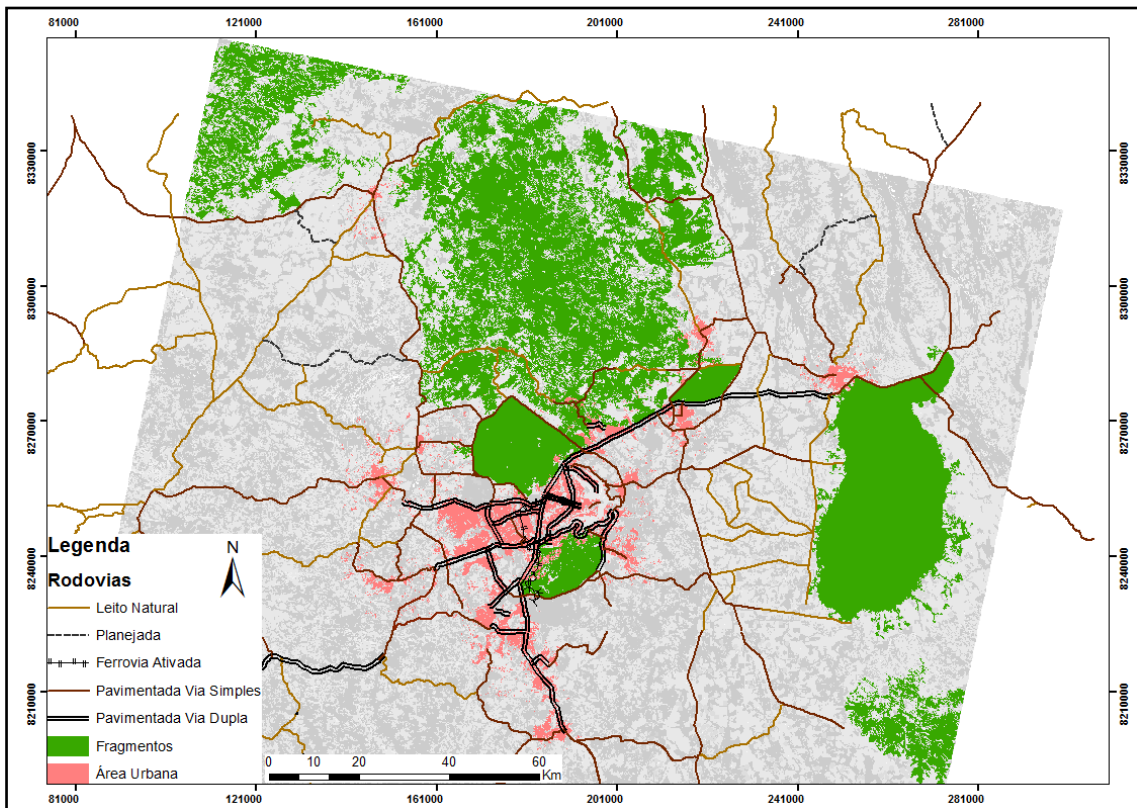


Figura 37: Rede de estradas presente na área de estudo

4-Discussão

As manchas de habitat desempenharam diferentes funções dentro da paisagem dependendo de sua característica intrínseca (tamanho de área) e posição topológica (Nogués & Carbara-Varona. 2014; Fu *et al.* 2010). Elas não somente serviram como habitat para as espécies, como desmonstrado pelo seu alto valores da fração *intrapatch*, como também produziram (ou receberam) fluxos de dispersão de (ou para) outras manchas de habitat. E uma delas, funcionou como um habitat de conexão ou *stepping stone*, até mesmo quando ela não era a destinação final do fluxo de dispersão, facilitando a dispersão entre outras manchas de habitat.

Quando uma mancha é completamente isolada ela irá somente contribuir para os valor de dPC através da fração dPCintra (Saura & Rubio 2010). Quando uma mancha de habitat é conectada, em algum grau, as outras manchas de habitat, ela irá seguramente contribuir ao dPC através dos dPCintra e dPCflux, e depedendo do caso (posição topológica na paisagem) ela também pode contribuir na conectividade ataves da fração dPCconnector. Manchas e *links* somente irão contribui na conectividade através da dPCconnector quando elas são parte do probabilidade produto máximo entre no mínimo duas manchas (Saura & Rubio 2010). Na rede de áreas protegidas analisada, somente a Estação Ecologica de Águas Emendadas funciona como um elemento de conexão para as outras manchas da paisagem.

A fração dPCintra é a que faz a maior contribuição para a conectividade total e para a disponibilidade de habitat na rede analisada. Os valores de dPCintra tem uma forte correlação com tamanho de área. De acordo com essa fração, as manchas mais importantes são aquelas que têm os valores mais alto de área (Saura & Rubio 2010). As maiores mancha de habitat na rede de áreas protegidas (manchas 4 e 3, respectivamente) foram as mais relevantes em termos de conectividade para mamíferos de médio e maior porte assim como mostrados por outros autores (Nogués & Carbara-Varona. 2014; Liu *et al.*, 2014; Shathala Devi *et al.*, 2013). A quantidade de habitat disponível na paisagem, medido por dPC, aumentou com distância de dispersão (d), porque espécies muito móveis são capazes de alcançar as manchas mais distantes. Embora, um efeito contrário é observado nas manchas mais próximas. O fluxo de dispersão também foi influenciado por tamanho da área, assim as manchas com grande áreas foram as que mais contribuíram fluxo na paisagem (dPCflux alto).

Esses resultados corroboram os dados do mapeamento de áreas prioritárias para a conservação do bioma Cerrado (Brasil, 2007), que apontam o Campo de Instrução de Formosa, como uma área de extremamente alta importância e alta prioridade para a conservação (fragmentos Ce127), devido ao seu grande tamanho de área. O relatório aponta ainda a necessidade de realização de inventários ambiental. Como apontou o presente trabalho (ver capítulos anteriores) a área apresenta uma alta riqueza de mamíferos de médio e grande porte, inclusive com a presença de espécies ameaçadas. Já, o fragmento Ce147, foi classificado como muito alta importância e extremaente alta prioridade para conservação, reforçando a implementação da APA do Planalto Central, e devido ao seu alto valor de belezas cênicas e potencial de turismo. Além disso, a área se encontra preservada em função do relevo acidentado.

Foram consideradas várias distâncias a fim de incluir a amplitude das necessidades existentes de dispersão (Baguette *et al.*, 2013; García-Feced *et al.*, 2011; Gurrutxaga *et al.*, 2011; Saura *et al.*, 2011b). Para a comunidade de mamíferos de médio e maior porte do Cerrado. Distância de até 2000 metros é atribuída, por exemplo, a *Didelphis albiventris* (Mesquita, 2009).de 4000 metros são atribuídas a *Chrysocyon brachyurus* (Rodrigues *et al.*, 2002; Trolle *et al.*, 2006) e *Myrmecophaga tridactyla* (Medri,

2002; Silva, 2010) e distâncias de 20000m atribuídas a *Puma concolor* e *Panthera onca* (Astete. 2012). Independentemente de melhorias na conectividade com o aumento das distâncias de dispersão, manchas de habitat relevantes e sua localização espacial foram semelhantes em três distâncias (4000, 8000 e 20000m) evidenciando a importância de fragmentos específicos, como o Parque Nacional de Brasília/Norte da APA do Planalto Central e o Campo de Instrução do Exército, para mamíferos com diferentes capacidades de deslocamento e que estes fragmentos devem ser sempre mantidos não importando as formas de manejo da paisagem. No entanto, assim como também encontrado em Fu *et al.* (2010), a fragmentação afetou a conectividade da paisagem, influenciando os processos ecológicos com baixa capacidade de movimento (distância de dispersão de 2 a 4km), indicando que que esses processos ficaram restritos a manchas de habitat com alto valor de conectividade dentro da própria mancha ou muito próximos de outras manchas.

O padrão de fragmentação no Cerrado ocorre primeiramente coma conversão das fitofisionomias savânicas e campestres em pastagens agropastoris, restando em sua maioria matas ciliares fragmentadas (Bern. 2015). Isso causa uma interferência no padrão de ocupação da comunidade de mamíferos que é fortemente influenciado pela estrutura da vegetação, com espécies dependentes de florestas e generalistas, ocupando áreas com maiores densidade de árvores, e espécies especialista de ambientes abertos, ocupando os campos e cerrados. Devido os caminhos de menor custo percorrem em sua grande maioria o curso das matas de galeria o deslocamento pode ser favorecido para mamíferos especialistas neste tipo de fitofisionomia e dificultar a dispersão de espécies com preferências em áreas aberta e pouco dependente de matas. O tipo de habitat de matriz que circunda fragmentos pode facilitar ou dificultar movimentos de indivíduos entre os fragmentos (Antongiovanni & Metzger. 2005). Entretanto a matriz age como um filtro para dispersão não apenas como uma barreira impeditiva (Perfecto & Vandermeer. 2002; Pardini. 2004). A capacidade de movimento de indivíduos por entre os fragmentos também depende da característica das espécies assim como distância entre os fragmentos adjacentes e o grau de conectividade da paisagem entre eles (Banks *et al.*, 2005; Ewers & Didham. 2006). A maioria dos representantes do grupo dos Carnivora possui grande mobilidade e habilidade em explorar ambientes antropizados (Lyra-Jorge *et al.*, 2008) desde que próximos a manchas de vegetação nativa (Lyra-Jorge *et al.*, 2010).

As rodovias cruzando a área de estudo foi um fator crucial para perda da conectividade de paisagem (Nogués & Carbara-Varona. 2014 e Fu *et al.*, 2010). Como mostrado no cenário 2 a rede de grandes fragmentos é isolada pelas rodovias, que funcionam como barreiras físicas ao deslocamento das espécies. Atropelamentos tem sido apontando como um fator de alta mortalidade para mamíferos, impactando negativamente sua capacidade de dispersão e recrutamento, assim como fragmentando populações. No PNB, APA Gama Cabeça de Veado e ESECAE) há registros de atropelamentos de mamíferos de médio e maior porte como nas rodovias próximas (Rodrigues *et al.*, 2002; Bagatini. 2006; Abreu. 2012; Figueiredo *et al.*, 2013) evidenciando a necessidade de medidas mitigadoras para redução de velocidade dos veículos além das já existentes principalmente na época chuvosa, período em que o deslocamento de animais é maior (Bagatini, 2006).

O isolamento destas das pequenas manchas de habitat analisadas, cujo tamanho pode não comportar áreas de vida de populações de mamíferosde grande porte (ver Cheida *et al.*, 2006; Lacerda,

2008; Azevedo. 2008; Silva. 2010; Astete. 2012), devido, a baixa capacidade suporte e poucas conectividade intra e inter manchas, pode induzir os animais ao risco da travessia em busca de explorar outros ambientes. Como registrado por Rodrigues (2002), o tamanho da Estação Ecológica de Águas Emendadas não é suficiente para abrigar uma população de lobos-guarás em seu interior de forma que pequenas reservas só seriam realmente efetivas na persistência das populações de mamíferos se houver conexão com outras manchas de habitat.

Além disso, para algumas espécies de mamíferos o stress ocasionado pelos distúrbios relacionados a presença de estradas, pode causar alterações comportamentais, que por sua vez, podem afetar a sobrevivência como um todo de suas populações (Coffin. 2007). Muitos trabalhos que mostram os efeitos ecológicos de rodovias evidenciam a importância do efeito barreira de estradas, sendo que a extensão destes efeitos é determinada pelas características e comportamentos das espécies em questão, da infraestrutura relacionada a estradas, das características de tráfego e a configuração espacial de estradas a paisagem adjacente (Coffin. 2007).

A interrupção da conectividade funcional imposta pelo conjunto de rodovias foi devida principalmente à ausência de passagem de fauna, um padrão comum de estradas que são construídas sem considerar as questões de permeabilidade ecológica (Gurrutxaga *et al.*, 2011). Considerando os resultados e as particularidades deste estudo uma boa estratégia de manejo seria o desenvolvimento de métodos de restabelecimento da conectividade entre as grandes manchas de habitat e de uma ação de planejamento para restaurar seus valores de conservação para a biodiversidade, adotando medidas de mitigação dos efeitos de isolamento e barreira das rodovias como também afirma Carvalho *et al.* (2009).

Este trabalho avaliou a conectividade funcional da paisagem para dois cenários, com e sem a presença de rodovias. Por meio do uso de métricas de conectividade baseadas na teoria de grafos e disponibilidade de habitat. Foi observado que a aplicação destas ferramentas pode auxiliar a identificação de elementos chave para a conservação de mamíferos. No entanto é preciso estabelecer estratégias de manejo da paisagem que permitam o fluxo de animais em meio à rede de estradas e matriz agropastoris, buscando principalmente o aumento da conectividade entre manchas de habitat na rede de áreas protegidas do Cerrado.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer ao CNPq/CAPES pela bolsa de estudo concedida a O.A.S.A; à ESRI, pela disponibilização do Pacote de ferramentas que compõem a família *ArcGIS* 10.1, por intermédio do contrato N° 2011 MLK 8733; à IMAGEM, pelo apoio e viabilidade da concretização do termo de uso entre o IG e a ESRI e pelo suporte aos *softwares* e aos revisores anônimos pelas contribuições.

Referências bibliográficas

- ANTOGIOVANNI M. METZGER JP 2005 Influence of matrix habitat on the occurrence of insectivorous birds species in Amazonian forest fragments. *BiolConserv* 122:441–451
- ASTETE. S. H. P. 2012. Ecologia e conservação da onça-pintada e da onça-parda no parque nacional serra da capivara. Piauí. Tese. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília. 188p.
- AZEVEDO. F. C. 2008. Área de vida e organização espacial de lobos-guará (*Chrysocyonbrachyurus*) na região do parque nacional da serra da canastra. Minas Gerais. Brasil. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Manejo e Conservação da Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais. 92p.
- AZEVEDO. F. C. 2008. Área de vida e organização espacial de lobos-guará (*chrysocyonbrachyurus*) na região do parque nacional da serra da canastra. Minas Gerais. Brasil. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. Manejo e Conservação da Vida Silvestre. Universidade Federal de Minas Gerais. 92p.
- BAGATINI. T. 2006. Evolução dos índices de atropelamentos de vertebrados silvestres nas rodovias do entorno da Estação Ecológica de Águas Emendadas. DF. Brasil. e eficácia de medidas mitigadoras. Dissertação. Programa de Pós-graduação em Ecologia. Instituto de Ciências Biológicas. Universidade de Brasília. 74p.
- BAGUETTE. M..BLANCHET. S.. LEGRAND.D.. STEVENS. V. M..& TURLURE. C. 2013. Individual dispersal,landscapeconnectivity and ecological networks. *Biological Reviews*. 88. 310–326
- BANKS. S.C.. FINLAYSON. G.R.. LAWSON. S.J.. LINDENMAYER. D.B.. PAETKAU.D.. WARD. S.J.. TAYLOR. A.C.. 2005. The effectsofhabitat fragmentation due to forestry plantation establishment on the demography and genetic variation of a marsupial carnivore.*Antechinusagilis*.*BiologicalConservation* 122. 581–597
- BÉLISLE. M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology.*Ecology*. Washington 86(8):1988-1995
- BENNETT.G.. 2004. Integrating Biodiversity Conservation and Sustainable Use: Lessons Learned From Ecological Networks. IUCN.Gland.Switzerland/Cambridge. UK.
- BENNETT.G.. MULONGOY.K.J. 2006. Review of Experience With Ecological Networks.Corridors and Buffer Zones.Secretariat of the Convention on Biological Diversity.Montreal.
- BERN. A. 2015. A Global Analysis of Grassland Fragmentation using MODIS Land Cover Data. Master Thesis University of Bayreuth. Germany. 82p.
- BRASIL. 2007. Áreas prioritárias para conservação, uso sustentável e reparação de benefícios da biodiversidade brasileira.Atualização: Portaria MMA nº 9, de 23 de janeiro de 2007.
- BRUINDERINK.G.G..SLUIS.T.V.D..LAMMERTSMA.D.. OPDAM.P.. POUWELS.R.. 2003. Designing a coherent ecological network for large mammals in Northwestern Europe.*Conserv.Biol.* 17.549–557.
- CARVALHO.F. M. V.; DE MARCO.P.; FERREIRA JUNIOR. L. G. 2009.The Cerrado into-pieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of Central Brazil. *Biological Conservation* 142:1392-1403.
- COFFIN. A. W. 2007. From roadkill to road ecology: A review of the ecological effects of roads. *Journal of Transport Geography* 15:396–406
- CLEVENGER.A.P..WIERZCHOWSKI.J.. CHRUSZCZ.B.. GUNSON.K.. 2002. GIS-generated.expert-based models for identifying wildlife habitat linkages and planning mitigationpassages. *Conserv.Biol.* 16.503–514.
- CLEVENGER.A.P..WIERZCHOWSKI.J..2006. Maintaining and restoring connectivity in landscapes fragmented by roads. In: Crooks.K.R..Sanjayan. M. (Eds.). *Connectivity*

- Conservation. Cambridge University Press. Cambridge. pp. 502–535.
- CROOKS.K.R..SANJAYAN.M.. 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. In: CROOKS.K.R..SANJAYAN. M. (Eds.).Connectivity Conservation.Cambridge University Press. pp. 1–19.
- DOWNS.J.. HORNER.M.. 2008. Spatially modelling pathways of migratory birds for nature reserve site selection. *Int. J. Geogr. Inf. Sci.* 22: 687-702
- EWERS.R.M..DIDHAM.R.K.. 2006. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological Reviews* 81. 117–142
- FAGAN. W. F. & HOLMES. E. E. 2006. Quantifying the extinction vortex. *Ecology Letters* 9:51–60.
- FORMAN.R. T. T.; GODRON. M. 1981. Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. *BioScience*31(10):733-740
- FU.W; LIU.S; DEGLORIA. S. D; DONG.S; BEAZLEY. R. 2010. Characterizing the “fragmentation–barrier” effect of road networks on landscape connectivity: A case study in Xishuangbanna. Southwest China. *Landscape and Urban Planning* 95:122–129a
- GALPERN.P.. MANSEAU.M.. FALL.A.. 2011. Patch-based graphs of landscape connectivity: a guide to construction, analysis and application for conservation. *Biol. Conserv.* 144. 44e55
- GARCÍA-FECED. C.. SAURA. S..& ELENA-ROSSELLÓ.R. 2011. Improving landscape connectivity in forest districts: A two-stage process for prioritizing agricultural patches for reforestation. *Forest Ecology and Management.* 261. 154–161
- GILPIN.M. & SOULE. M. E. 1986. Minimum viable populations: processes of species extinction. In *Conservation Biology. The Science of Scarcity and Diversity* (ed. M. E. Soule).pp. 19–34. Sinauer, Sunderland.
- GOODWIN. B. J. 2003. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? *Landscape Ecology*18:687-699
- GURRUTXAGA. M.. RUBIO. L..& SAURA. S. 2011. Key connectors in protected forest area networks and the impact of highways: A transnational case study from the Cantabrian Range to the Western Alps (SW Europe). *Landscape and Urban Planning.* 101. 310–320
- HANKS.J.. 2001. Conservation strategies for Africa’s large mammals. *Reproductive Fertility and Development* 13.459–468
- JARDIM. S. B. Aplicabilidade de algumas técnicas de análise multiobjetivo ao processo decisório no âmbito de comitês de gerenciamento de bacia hidrográfica. 1999. 187 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Rio Grande do Sul. 1999.
- JORDAN. F.. BALDI. A.. ORCI. K.M..RACZ. I.. VARGA. Z.. 2003. Characterizing the importance of habitat patches and corridors in maintaining the landscape connectivity of a *Pholidopteratranssylvanica* (Orthoptera) metapopulation. *Landscape Ecol.* 18.83-92.
- JUNIOR. D. C. Modelagem e Aplicação da Avaliação de Custos Complexos através do Processo Analítico Hierárquico dentro do Planejamento Integrado de Recursos. 2008. 146 f. Dissertação. Escola Politécnica de São Paulo. São Paulo. 2008.
- KINDLMANN.P.; FRANCOISE. B. 2008. Connectivity measures: a review. *Landscape Ecology* 23:879–890..DOI 10.1007/s10980-008-9245-4
- KLINK. C. A.; R. B.MACHADO. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19:707–713
- HILTY JA. LIDICKER WZ. MERENLENDER AM (2007) *Corridor ecology*. Island Press. Washington. DC
- LACERDA. ACR..TOMAS.WM. and MARINHO-FILHO.J..2009. Domestic dogs as an edge effect in the Brasília National Park. Brazil: interactions with native mammals. *Animal Conservation*.vol. 12. p. 477-487.

- LAITA.A., MÖNKKÖNEN.M.& KOTIAHO. J. S. 2010. Woodland key habitat evaluated as part of a functional reserve network. *Biological Conservation*. 143. 1212–1227.
- LIU. S. L., CUI. B. S., DONG. S. K., YANG. Z. F., YANG.M., & HOLT. K. 2008. Evaluating the influence of road networks on landscape and regional ecological risk – A case study in Lancang River Valley of Southwest China. *Ecological Engineering*. 34. 91–99.
- LIU.S., DENG.L., CHEN.L., LI. J., DONG.S. & ZHAO. H. 2014. Landscape network approach to assess ecological impacts of road projects on biological conservation. *Chinese Geographical Science*. 24(1). 5–14.
- LYRA-JORGE. M.C., CIOCHETI.G. & PIVELLO. V.R. 2008. Carnivores mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo state. Brazil. *Biodivers. Conserv.* 17:1573-1580.
- LYRA-JORGE. M.C., RIBEIRO. M.C., CIOCHETI. G., TAMBOSI.L.R. & PIVELLO.V.R. 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna. Brazil. *Eur. J. Wildlife Res.* DOI 10.1007/s10344-009-0324-x.
- MANTOVANI. J.E. 2001. Telemetria convencional e via satélite na determinação da área de vida de três espécies de carnívoros da região nordeste do Estado de São Paulo. PhD Thesis. Universidade de São Carlos. Brazil.
- MARINI-FILHO. O.J. & MARTINS.R.P. 2010. Nymphalid butterfly dispersal among forest fragments at Serra da Canastra National Park. Brazil. *Journal of Insect Conservation* 14:401– 411.
- MEDRI. I.M. 2002. Área de vida e uso de habitat de tamanduá-bandeira - *Myrmecophagatridentatus* - nas fazendas nhumirim e porto alegre.pantanal da neocolândia. MS. Dissertação. Programa de Pós- graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. 82p.
- MESQUITA. A de O. 2009. Comunidades de pequenos mamíferos em fragmentos florestais conectados por corredores de vegetação no sul de minas gerais. Dissertação. Pós-Graduação em Ecologia Aplicada. Universidade Federal de Lavras. 124p.
- METZGER. J.P. 2003. Estruturas da paisagem: o uso adequado de métricas. P.p.423-453. – In: CULLEN JR. L.; RUDRAN. R.; VALLADARES-PADUA.C. (ed.). Métodos de estudo em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. UFPR. Curitiba.
- MILLSPAUGH.J.J., THOMPSON.F.R., III (Eds.). 2009. Models for Planning Wildlife Conservation in Large Landscapes. Elsevier/Academic. Amsterdam. Netherlands; Boston. MA. USA. ANTOGIOVANNI M. METZGER JP 2005 Influence of matrix habitat on the occurrence of insectivorous birds species in Amazonian forest fragments. *BiolConserv* 122:441–451
- MINOR.E.S., URBAN.D.L.. 2008. A graph-theory framework for evaluating landscape connectivity and conservation planning. *Conserv. Biol.* 22:297-307
- NOGUÉS. S.; CABARGA-VARONA. A 2014. Modelling land use changes for landscape connectivity: The role of plantation forestry and highways. *Journal for Nature Conservation* 22: 504–515
- PARCERISAS.L., MARULL.J., PINO.J., TELLO.E., COLL. F., BASNOU.C., 2012. Land use changes. landscape ecology and their socioeconomic driving forces in the Spanish Mediterranean coast (El Maresme Country. 1850–2005). *Environ. Sci. Policy* 23. 120–132
- PARDINI.R.. 2004. Effects of forest fragmentation on small mammals in an Atlantic Forest landscape. *Biodiversity and Conservation* 13. 2567–2586.
- PASCUAL-HORTAL. L. & SAURA. S. 2008. Integrating connectivity in broad-scale forest planning through a new graph-based habitat availability methodology: Application to capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Catalonia (NE Spain). *European Journal of Forest Research*. 127. 23–31.
- PASCUAL-HORTAL. L., SAURA. S., 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecol.* 21. 959-967.

- PERFECTO.I.. VANDERMEER.J.. 2002. Quality of agroecological matrix in a tropical mountain landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. *Conservation Biology* 16. 174–182.
- PULLINGER.M.G. & JOHNSON. C. J. 2010. Maintaining or restoring connectivity of modified landscapes: evaluating the least-cost path model with multiple sources of ecological information *Landscape Ecology* 25:1547–1560
- RICOTTA.C.. STANISCI.A.. AVENA.G.C.. BLASI. C. 2000. Quantifying the network connectivity of landscape mosaics: a graph-theoretical approach. *Community Ecol.* 1 (1).89-94.
- RODRIGUES. FHG (2002) *Biologia e Conservação do lobo-guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas*. DF. Ph.D. Thesis. Universidade Estadual de Campinas. Brazil
- RUBIO. L.. RODRÍGUEZ-FREIRE. M.. MATEO-SÁNCHEZ. M.. ESTREGUIL. C.. SAURA. S.. 2012. Sustaining forest landscape connectivity under different land cover change scenarios. *Forest Syst* 21.223e235.
- SANO.S.M.; ALMEIDA. S. P. de; RIBEIRO. J. F. (Eds.) 2008. *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa Cerrados – Brasília. DF: Embrapa Informação Tecnológica..2v (1279p.)
- SAATY. T.L. 1980. *The Analytic Hierarchy Process*. New York. Mcgraw-Hill. 283p.
- SAURA. S.. ESTREGUIL. C.. MOUTON. C.. & RODRÍGUEZ-FREIRE.M. 2011. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European Forests (1990–2000). *Ecological Indicators*. 11. 407–416
- SAURA. S.. PASCUAL-HORTAL. L.. 2007. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. *Landscape Urban Plan.* 83. 91e103
- SAURA.S.. TORNÉ.J.. 2009. ConeforSensinode 2.2: a software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. *Environ. Modell. Softw.* 24. 135e139.
- SHATHALA DEVI. B. S.. MURTHY. M. S. R.. DEBNATH.B.. & JHA. C. S. 2013. Forests patch connectivity diagnostics and prioritization using graph theory. *Ecological Modelling*. 251. 279–287.
- SILVA. A.B da. 2010. *Avaliação da relação entre distância média diária percorrida, área de vida e disponibilidade de energia para tamanduás-bandeira (Myrmecophagatrictactyla) em savanas neotropicais*. Dissertação. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Mato Grosso do Sul
- TAYLOR.P.D.; FAHRIG.L.; HENEIN.K.; MERRIAM. G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3):571–573.
- TEIXEIRA.Z F. COELHO. A. V.P.. ESPERANDIO. I. B. KINDEL. A. 2013. Vertebrate road mortality estimates: Effects of sampling methods and carcass removal *Biological Conservation*. 157: 317-323
- TIGAS LA. VAN VUREN DH. SAUVAJOT RM 2002 Behavioral responses of bobcats and coyotes to habitat fragmentation and corridors in an urban environment. *Biol Conserv* 108:299–306
- TISCHENDORF.L.. FAHRIG. L. 2000. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90.7–19.
- THORNE.J.H.. HUBER.P.R.. GIRVETZ.E.H.. QUINN.J.. MCCOY.M.C. 2009. Integration of regional mitigation assessment and conservation planning. *Ecol. Soc.* 14. 47.
- URBAN.D.L.. KEITT.T.H.. 2001. Landscape connectivity: a graph theoretic approach. *Ecology* 82. 1205e1218
- Van AARDE R. J.. JACKSON. T. P.. 2007. Megaparks for metapopulation: addressing the causes of locally high elephant numbers in southern Africa. *Biological Conservation* 134. 289-297
- van der GRIFT.E.. POUWELS.R.. 2006. Restoring habitat connectivity across transport corridors: identifying high-priority locations for de-fragmentation with the use of an expert-based model. In:

- Davenport.J.. Davenport. J.L. (Eds.). The Ecology of Transportation: Managing Mobility for the Environment. Springer. Berlin. pp.205–231.
- VASAS.V.. MAGURA.T.. JORDÁN.F.. TÓTHMÉRÉSZ.B.. 2009. Graph theory in action: evaluating planned highway tracks based on connectivity measures. *Landscape Ecol.* 24. 581–586.
- WATTS.K.& HANDLEY.P. 2010. Developing a functional connectivity indicator to detect change in fragmented landscapes. *Biological Indicators*. 10. 552–557
- WITH.K.A.; GARDNER.R.H.; TURNER.M.G . 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous landscapes. *Oikos* 78:151–169.. DOI:10.2307/3545811.
- WITH.K.A.; GARDNER.R.H.; TURNER.M.G . 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous landscapes. *Oikos* 78:151–169.. DOI:10.2307/3545811.
- WITH.K.A.; GARDNER.R.H.; TURNER.M.G . 1997. Landscape connectivity and population distributions in heterogeneous landscapes. *Oikos* 78:151–169.. DOI:10.2307/3545811.
- ZIÓLKOWSKA.E.. OSTAPOWICZ.K.. KUEMMERLE.T.. PERZANOWSKI.K.. RADELOFF. V. C..& KOZAK.J. (2012). Potential habitat connectivity of European bison (*Bison bonasus*) in the Carpathians. *Biological Conservation*. 146. 188–196
- ZIÓLKOWSKA.E.. OSTAPOWICZ.K.. KUEMMERLE.T.. PERZANOWSKI.K.. RADELOFF. V. C..& KOZAK.J. (2012). Potential habitat connectivity of European bison (*Bison bonasus*) in the Carpathians. *Biological Conservation*. 146. 188–196
- ZIÓLKOWSKA.E.. OSTAPOWICZ.K.. KUEMMERLE.T.. PERZANOWSKI.K.. RADELOFF. V. C..& KOZAK.J. (2012). Potential habitat connectivity of European bison (*Bison bonasus*) in the Carpathians. *Biological Conservation*. 146. 188–196

CAPÍTULO 6 - CONCLUSÃO GERAL

O objetivo central desta dissertação foi avaliar a contribuição de uma área militar, o Campo de Instrução de Exército em Formosa – GO, na conservação de mamíferos de médio e maior porte e na manutenção de fluxos e trocas na paisagem. Propusemo-nos também direcionar a coleta de dados de forma a trazer informações para o conhecimento da fauna de mamíferos de médio e maior porte presente no Campo de Instrução, até então desconhecida, e avaliar a conservação destes mamíferos. Para isso utilizamos três metodologias: caracterizar a comunidade de mamíferos por meio de armadilhas fotográficas, estimar e gerar modelos de ocupação usando dados de detecção e não detecção obtidos por armadilha fotográfica e avaliar o potencial de conectividade funcional da paisagem.

O uso de armadilhas fotográficas para a caracterização da fauna mostrou-se útil, identificando 26 espécies dentre elas, espécies com ampla distribuição, raras e ameaçadas de extinção. Apesar de não ser uma área protegida como Unidade de Conservação, se torna especialmente protegida devido a restrições de acesso ao público e modificações no uso da terra. Provou-se que as atividades militares de lançamento de foguetes tem baixo impacto na ocorrência de espécies nativas e por conter áreas contínuas e manter as características bióticas e abióticas do bioma Cerrado é um importante remanescente para a conservação de mamíferos de médio e maior porte.

Os modelos de ocupação com o uso de armadilhas fotográficas foram gerados para 16 espécies como uma alternativa em estudos de relações de espécie-habitat (MacKenzie *et al.*, 2002). Também se mostraram bastante úteis na estimativa de ocupação e tem bom potencial para o monitoramento da comunidade de mamíferos no CIF em longo prazo tem a capacidade de identificar fatores que possam influenciar a persistência destes no Campo. Os resultados dos modelos indicaram que a ocupação não foi constante no espaço e a estrutura heterogênea da vegetação provou ser uma importante preditora de ocupação de modo que cada espécie respondeu diferentemente. Assim a principal estratégia para assegurar a persistência da comunidade de mamíferos no bioma Cerrado é a manutenção de gradiente de formações abertas e florestais evitando a simplificação da heterogeneidade ambiental

A avaliação da conectividade funcional baseada na teoria de grafos e métricas de disponibilidade de habitat indicou que o Campo de Instrução se insere como um fragmento chave na conservação de mamíferos e deve compor redes de conservação com áreas protegidas para promoção de dispersão e migração de espécies. No entanto é preciso estabelecer estratégias de manejo na paisagem que permitam o fluxo de animais em meio à rede de estradas e matriz agropastoris.

É importante a continuidade de estudos com mamíferos em áreas militares uma vez que oferecem proteção substancial para a comunidade de mamíferos de médio e maior porte além de fornecer importantes informações sobre a relação destas espécies com seus habitats naturais.