



Universidade Federal de Uberlândia
Instituto de Biologia



Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais

**A ONÇA-PINTADA (*Panthera onca*) EM PAISAGENS FRAGMENTADAS DO
CERRADO: O CASO DA REGIÃO DO PARQUE NACIONAL DAS EMAS**

Giselle Bastos Alves

Orientadora: Natália Mundim Tôrres

Uberlândia, MG

2023



Universidade Federal de Uberlândia
Instituto de Biologia



Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais

**A ONÇA-PINTADA (*Panthera onca*) EM PAISAGENS FRAGMENTADAS DO
CERRADO: O CASO DA REGIÃO DO PARQUE NACIONAL DAS EMAS**

Giselle Bastos Alves

Orientadora: Natália Mundim Tôrres

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais da Universidade Federal de Uberlândia como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

Uberlândia, MG

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da UFU, MG, Brasil.

A474o
2023 Alves, Giselle Bastos, 1983-
 A onça-pintada (*Panthera onca*) em paisagens fragmentadas do cerrado [recurso eletrônico] : o caso da região do Parque Nacional das Emas / Giselle Bastos Alves. - 2023.

Orientadora: Natália Mundim Tôres.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Uberlândia, Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Modo de acesso: Internet.

Disponível em: <http://doi.org/10.14393/ufu.te.2023.7028>

Inclui bibliografia.

1. Ecologia. I. Tôres, Natália Mundim, 1981-, (Orient.). II. Universidade Federal de Uberlândia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. III. Título.

CDU: 574

Glória Aparecida
Bibliotecária Documentalista - CRB-6/2047



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

ATA DE DEFESA

Programa de Pós-Graduação em:	Ecologia e Conservação de Recursos Naturais				
Defesa de:	Tese, número 63, PPGECRN				
Data:	vinte e oito de junho de dois mil e dezenove	Hora de início:	14:00	Hora de encerramento:	18:57
Matrícula do Discente:	11513ECR003				
Nome do Discente:	Giselle Bastos Alves				
Título do Trabalho:	A onça-pintada (<i>Panthera onca</i>) em paisagens fragmentadas do cerrado: o caso da região do Parque Nacional das Emas				
Área de concentração:	Ecologia				
Linha de pesquisa:	Ecologia de comunidades e ecossistemas				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Tornando modelos de distribuição geográfica mais aplicáveis para a conservação de espécies				

Reuniu-se no Anfiteatro do Bloco 4K, Campus Umuarama, da Universidade Federal de Uberlândia, a Banca Examinadora, designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em 03 de junho de 2019, assim composta: Doutores: Katia Gomes Facure Giaretta - UFU; Heraldo Luis de Vasconcelos - UFU; Lucas Gonçalves da Silva - UFRPE; Paulo de Marco Júnior - UFG e Natália Mundim Tôres - UFU, orientador(a) do(a) candidato(a).

Iniciando os trabalhos o(a) presidente da mesa, Dr(a). Natália Mundim Tôres, apresentou a Comissão Examinadora e o candidato(a), agradeceu a presença do público, e concedeu ao Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovado(a).

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.

Documento assinado eletronicamente por Lucas Gonçalves da Silva, Usuário Externo, em

https://www.sei.ufu.br/sei/controlador.php?acao=documento_imprimir_web&acao_origem=arvore_visualizar&id_documento=1664221&infra_siste... 1/2



14/08/2019, às 18:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Heraldo Luis de Vasconcelos**, Membro da Comissão, em 15/08/2019, às 10:42, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Katia Gomes Figueira Glareta**, Professor(a) do Magistério Superior, em 17/08/2019, às 19:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Natalia Mundim Torres**, Professor(a) do Magistério Superior, em 29/08/2019, às 09:12, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Paulo Da Marco Júnior**, Usuário Externo, em 11/09/2019, às 08:41, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site

[https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?](https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0)

[acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0](https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador 1468788 e o código CRC 3011DFC7.

**A ONÇA-PINTADA (*Panthera onca*) EM PAISAGENS FRAGMENTADAS DO
CERRADO: O CASO DA REGIÃO DO PARQUE NACIONAL DAS EMAS**

Giselle Bastos Alves

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais da Universidade Federal de Uberlândia como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Doutora em Ecologia e Conservação.

Comissão Examinadora:

Prof. Dr. Paulo de Marco Junior UFG

Prof. Dr. Lucas Gonçalves da Silva UFRPE

Prof^a. Dr^a. Katia Facure UFU

Prof. Dr. Heraldo Vasconcelos UFU

Profa. Dra. Natália Mundim Tôrres
UFU
Presidente/ Orientadora

Uberlândia, MG

“A sabedoria é a meta da alma humana; mas a pessoa, à medida que em seus conhecimentos avança, vê o horizonte do desconhecido cada vez mais longe.” Heráclito de Éfeso

AGRADECIMENTOS

Concluo o doutorado com uma sensação muito grande de alívio e trabalho cumprido. Olhando para mim vejo o quanto cresci, amadureci, adquiri experiências, o que na realidade vale mais do que esse produto em si! Ao longo do processo tive a oportunidade de conviver profissionalmente com pessoas que fazem a diferença, aprendi a lidar com problemas, imprevistos e atrasos e lutando para manter a sanidade e saúde emocional. Tudo isso não seria possível não fosse a presença de pessoas tão importantes para mim e essa tese não estaria aqui impressa não fosse o trabalho em equipe e empenho de tantos amigos.

Gostaria de agradecer a Universidade Federal de Uberlândia e ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, hoje denominado Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Biodiversidade, pela estrutura e apoio durante meu doutorado. A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa que permitiu a realização do curso e deste trabalho.

Agradeço a minha orientadora Natália Mundim Tôres pela abertura na porta de estágio no Instituto Onça-Pintada e por acreditar que eu conseguiria executar um projeto tão grande. Agradeço por compartilhar sua experiência e conhecimento comigo. Obrigada por todas as nossas longas reuniões, na quais muitas vezes precisou me acalmar devido aos momentos difíceis, principalmente nos últimos tempos.

Instalar 140 armadilhas fotográficas em uma Unidade de Conservação de 132 mil hectares realmente não era uma tarefa trivial. Conseguir organizar a logística da amostragem, se deslocar pelas estradas do parque, operar o GPS, cuidar de todos os detalhes para que as armadilhas fotográficas funcionassem da melhor maneira possível era um grande desafio a ser vencido. Se consegui realizar essa amostragem foi porque pude contar com muita ajuda. Primeiramente, tive total apoio do Instituto Onça-Pintada, representado pelo Leandro Silveira e Anah Tereza de Almeida Jácomo, que cederam os equipamentos necessários, arcaram com os custos da amostragem, me mostraram os caminhos a seguir, se tornaram a princípio os melhores tutores que poderia ter e, posteriormente, grandes amigos. Depois, os amigos da pós-graduação, Lucas Issa, Ananda Barros, Thomas Giozza e Cleide Carnicer, embarcaram comigo nessa aventura. Agradeço também às voluntárias Natália Cará e Aida Giozza que contribuíram muito com a realização do trabalho de campo. Agradeço ainda a Shannon Finnegan por todas as

nossas discussões e trocas de informação. Acima de tudo agradeço por me mostrar o quanto podemos ir longe quando queremos de verdade. Shannon, você é um grande exemplo e me alegro muito por tê-la conhecido.

Obrigada ao Parque Nacional das Emas, a seu gestor e funcionários por aprovarem a realização do projeto e permitirem a utilização do alojamento durante campanhas de campo. Obrigada ao ICMBio pela licença concedida.

Obrigada a Rahell Sollmann e Cristiano Trinca pelo auxílio no intrigante mundo do software R e pela ajuda nas análises do primeiro capítulo. Agradeço ao Cristiano Henrique Gonçalves Machado Filho pela ajuda nas análises de paisagem e ocupação. Obrigada ao Rafael Rios pelo empenho em me auxiliar com os modelos do segundo e terceiro capítulos. Agradeço a Oreades Núcleo em Geoprocessamento pela classificação do uso do solo do Parque Nacional das Emas e seu entorno e elaboração do mapa. Obrigada ao Renato Moreira e Demerval Gonçalves pelo auxílio na extração das variáveis ambientais das mais de 500 armadilhas fotográficas utilizadas ao longo do estudo. Valeu demais!

Também quero agradecer aos colegas de laboratório, Jasmine, Vitor, Letícia, Marcela, Lucas Dalle e Marcella Falcão. Vocês são muito queridos e com certeza me ensinaram muito. Como sou grata a minha grande amiga Ana Paula Elias da Fonseca, que me ajudou todas as vezes que precisei.

A minha família, minha mãe, meu irmão, meu companheiro João Paulo, a tia Célia, tia Vanda e Mimi (Mychelle Mattos) meu muito obrigada pela rede de apoio e parceria. E a minha bebê Isa, que deu mais sentido pra minha vida, me encheu de mais força e coragem para vencer os obstáculos e alcançar meus objetivos, muito obrigada filha.

A todos vocês meu muito obrigada, seja pela ajuda ou pela presença!

SUMÁRIO

Lista de Tabelas	IX
Lista de Figuras	XI
Apresentação	1
Introdução Geral	3
Referências Bibliográficas	8
Capítulo 1- Parâmetros populacionais de onças-pintadas em um parque “isolado” do bioma Cerrado	14
Resumo	15
Abstract	16
1. Introdução	17
2. Materiais e métodos	19
2.1. Área de estudo	19
2.2. Coleta de dados	21
2.2.1. Armadilhas fotográficas	21
2.2.2. Período de amostragem	22
2.2.3. Identificação das onças-pintadas	24
2.2.4. Longevidade das onças-pintadas	25
2.3. Análises estatísticas	25
3. Resultados	27
4. Discussão	30
5. Referências Bibliográficas	33
Capítulo 2- Disponibilidade de presas para a população de onças-pintadas (<i>Panthera onca</i>) em uma “Unidade de Conservação” do Cerrado brasileiro	40
Resumo	41
Abstract	42
1. Introdução	43
2. Materiais e métodos	44
2.1. Área de estudo	44
2.2. Coleta de dados	47
2.2.1. Registros das espécies	47
2.2.2. Métricas da paisagem	50
2.2.3. Colinearidade das covariáveis	51
2.3. Análises estatísticas	52
3. Resultados	54
4. Discussão	59
5. Referências Bibliográficas	64
6. Anexos	73

Anexo 2.1. Lista das espécies de presas potenciais de onça-pintada registradas no Parque Nacional das Emas ao longo do período de 2008 a 2016. MMA (2014) e IUCN (2019) indicam a categoria de ameaça de extinção nas quais cada espécie se enquadra em nível nacional e global, respectivamente: LC= Preocupação Mínima; NT = Quase Ameaçada; VU = Vulnerável; DD = Dados Deficientes. Os nomes em negrito indicam as espécies avaliadas nesse estudo.	73
Anexo 2.2. Modelos concorrentes de detecção com $\Delta AIC < 2$. Os modelos marcados em negrito indicam o modelo com as covariáveis selecionadas para a análise de ocupação. k = número de parâmetros; ω = weight do AIC.	75
Anexo 2.3. Modelos concorrentes de ocupação com $\Delta AIC < 2$ utilizados para estimativa de abundância das espécies de presas preferenciais de onça-pintada no Parque Nacional das Emas. Os modelos marcados em negrito indicam o melhor modelo e, conseqüentemente, o modelo selecionado para a estimativa de abundância. k = número de parâmetros; ω = weight do AIC.	78
Anexo 2.4. Efeito das covariáveis nos melhores modelos de ocupação das espécies de presas preferenciais de onça-pintada no Parque Nacional das Emas. Os valores representam os coeficientes β e seus respectivos intervalos de confiança (95%).	82
Capítulo 3- Seleção de habitat de onças-pintadas na região do Parque Nacional das Emas, Goiás, Brasil	84
Resumo	85
Abstract	86
1. Introdução	87
2. Materiais e métodos	89
2.1. Área de Estudo	89
2.2. Coleta de dados	90
2.2.1. Registro de onças-pintadas	90
2.2.2. Variáveis da paisagem	92
2.3. Análises estatísticas	93
3. Resultados	94
4. Discussão	97
5. Referências Bibliográficas	100
Considerações finais	106

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1.	Período amostrado, número de estações de armadilhamento fotográfico e esforço amostral, expresso em armadilhas/dia, em cada ano amostrado no Parque Nacional das Emas.	22
Tabela 1.2.	Resultados gerados para os modelos espaciais de captura-recaptura colocados em concorrência para definição de covariáveis relevantes na detectabilidade (etapa 1) e estimativa de densidade e dos parâmetros de distribuição da população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas (etapa 2).	28
Tabela 1.3.	Estimativas dos parâmetros de distribuição sexo-específicos provenientes de modelos espaciais de captura-recaptura (SECR) para a população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas. σ = parâmetro de movimento (km); g_{0on} = taxa de encontro baseada em armadilhas localizadas nas estradas (dias de amostragem ⁻¹); g_{0off} = taxa de encontro baseada em armadilhas localizadas fora das estradas (dias de amostragem ⁻¹); π = razão sexual expressa como a probabilidade de ser macho; D = densidade de onças-pintadas (indivíduos. 100km ²); N_{total} = número de indivíduos nos 1320 km ² do Parque Nacional das Emas.	29
Tabela 2.1.	Período de amostragem para o monitoramento de onças-pintadas e suas presas, número de estações de armadilhamento fotográfico e esforço amostral, expresso em armadilhas/dia, em cada ano amostrado no Parque Nacional das Emas e em seu entorno.	48
Tabela 2.2.	Valores do Fator de Inflação de Variância (VIF) para as variáveis de uso do solo e para o número de registros da onça-pintada nas unidades amostrais.	52
Tabela 2.3.	Número de registros e estimativas de abundância, obtidas por modelos de ocupação de Royle e Nychols, das espécies de presas preferencias de onça-pintada no Parque Nacional das Emas, ressaltando-se que tatus representam o agrupamento de três espécies (<i>Dasyopus novencinctus</i> , <i>Dasyopus septencinctus</i> e <i>Euphractus sexcinctus</i>).	54
Tabela 2.4.	Resultado dos melhores modelos de detecção ($\Delta AIC < 2$) para a análise de ocupação das espécies de presas preferencias da onça-pintada (<i>Panthera onca</i>) no Parque Nacional das Emas. k = número de parâmetros; ω = weight do AIC. Ressalta-se que tatus representam o agrupamento de três espécies (<i>Dasyopus novencinctus</i> , <i>Dasyopus septencinctus</i> e <i>Euphractus sexcinctus</i>).	55
Tabela 2.5.	Resultado dos melhores modelos de ocupação (ψ) para análise da distribuição e abundância das espécies de presas preferencias da onça-pintada (<i>Panthera onca</i>) no Parque Nacional das Emas. k = número de parâmetros; ω = weight do AIC. Ressalta-se que tatus representam o agrupamento de três espécies (<i>Dasyopus novencinctus</i> , <i>Dasyopus septencinctus</i> e <i>Euphractus sexcinctus</i>).	56

Tabela 3.1.	Período de amostragem para levantamento de dados de presença e ausência de onça-pintada, número de estações de armadilhamento fotográfico e esforço amostral, expresso em armadilhas/dia, em cada ano amostrado no Parque Nacional das Emas e em seu entorno.	91
Tabela 3.2.	Coefficientes das variáveis ambientais obtidos por modelos lineares generalizados mistos mais robustos ($\Delta AICc < 2$) para predição de características ambientais que influenciaram o uso de habitat da população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas.	95

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.	Indivíduos (fêmea e filhote) da população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas (Goiás, Brasil).	2
Figura 2.	Distribuição geográfica atual da espécie <i>Panthera onca</i> (onça-pintada). Fonte: Quigley et al., 2017.	5
Figura 1.1.	Localização do Parque Nacional das Emas e composição vegetal do local.	20
Figura 1.2.	Localização das armadilhas fotográficas instaladas no Parque Nacional das Emas em sucessivos anos de amostragem (2008, 2010, 2013 e 2016).	23
Figura 1.3.	Exemplos de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas identificados por meio do padrão das rosetas da pelagem. Os círculos mostram as rosetas que diferem os indivíduos. Figura A: flanco esquerdo do macho 28; Figura B: flanco esquerdo da fêmea 20.	24
Figura 1.4.	Número de onças-pintadas registradas por ano amostrado. Os números entre parênteses indicam o número de novos indivíduos registrados na população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas.	27
Figura 1.5.	Sobrevivência das onças-pintadas registradas no Parque Nacional das Emas no período de 2001 a 2017. As barras indicam o período que os animais foram registrados em armadilhas fotográficas e os números entre parênteses a estimativa da sobrevivência em anos (soma do período de registro com a idade dos indivíduos no ano de seu primeiro registro). As letras que acompanham o número do indivíduo no eixo y representam o sexo (F= fêmea; M= Macho; NI= sexo não identificado).	30
Figura 2.1.	Localização e composição vegetal do Parque Nacional das Emas. Base cartográfica: MMA, 2013.	47
Figura 2.2.	Localização das estações com armadilhas fotográficas instaladas no Parque Nacional das Emas em 2008, 2010, 2013 e 2016 para o levantamento de dados de ocorrência de onças-pintadas e suas presas.	49
Figura 2.3.	Abundâncias totais previstas por modelos de ocupação de Royle e Nychols das espécies de presas preferenciais de onça-pintada no Parque Nacional das Emas. Os pontos representam a somatória das abundâncias de cada armadilha fotográfica e as linhas indicam a somatória dos intervalos de confiança. A) Anta (<i>Tapirus terrestris</i>); B) Veado-campeiro (<i>Ozotoceros bezoarticus</i>); C) Cateto (<i>Pecari tajacu</i>); D) Ema (<i>Rhea americana</i>); E) Queixada (<i>Tayassu pecari</i>); F) Tamanduá-bandeira (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>); G) Tatus (<i>Dasypus novencinctus</i> , <i>Eupractus sexcinctus</i> e <i>Cabassous unicinctus</i>).	58

Figura 3.1.	Caracterização do uso do solo no Parque Nacional das Emas e em seu entorno com localização das armadilhas fotográficas instaladas em anos sucessivos de amostragem (2008, 2010, 2013 e 2016). Fonte: Oreades Geoprocessamento (imagens Landsat-8 e Canasat).	91
Figura 3.2.	Efeito das variáveis na probabilidade de registro de onças-pintadas pelo melhor modelo linear generalizado misto. As linhas pontilhadas indicam 95% do intervalo de confiança. As variáveis que representam diferentes classes de uso do solo (campo, mata, cerrado, agricultura e cana-de-açúcar) são expressas em área (hectares) e as distâncias da armadilha fotográfica à: água, estradas, fragmento de vegetação natural e sede, em metros.	96

APRESENTAÇÃO

Mudanças rápidas na estrutura e composição da paisagem representam a maior ameaça para a biodiversidade em escala mundial. Essas mudanças, geralmente, acarretam perda de habitat, fragmentação e isolamento de manchas de vegetação nativa, as principais ameaças aos predadores topo de cadeia alimentar, que são espécies que naturalmente ocorrem em baixa densidade e, geralmente, possuem requerimento de áreas de vida grandes. Assim, as crescentes alterações de habitats naturais nas últimas décadas têm provocado preocupação com a conservação desses predadores, que executam um papel importante na cascata trófica e regulação de suas presas afetando a comunidade como um todo. Uma estratégia pensada para auxiliar a conservação de carnívoros, assim como de toda a biodiversidade, foi a criação de áreas protegidas, onde as espécies podem encontrar refúgios. Contudo, estudos têm mostrado que essas áreas sozinhas não são suficientes para a conservação dessas espécies, sendo assim, elas precisam estar inseridas em paisagens permeáveis para obter recursos suficientes e adequados para a sua persistência a longo prazo.

Dentro desse contexto, o objetivo geral dessa tese centrou-se no monitoramento de uma população de uma espécie de carnívoro ameaçada, a onça-pintada (*Panthera onca*), e na análise de alguns aspectos que proporcionam a sua sobrevivência. Assim, no primeiro capítulo foram explorados parâmetros populacionais (densidade, parâmetros de distribuição entre machos e fêmeas e longevidade) das onças-pintadas do Parque Nacional da Emas em um intervalo de nove anos de estudo, na tentativa de entender melhor a ecologia da espécie em área de Cerrado. No segundo capítulo, avaliou-se a abundância de espécies de presas preferenciais de onça-pintada no intervalo de nove anos e verificou-se quais variáveis ambientais afetaram a ocupação dessas espécies, buscando responder se a disponibilidade de presas para as onças-pintadas está sendo mantida a longo prazo. O terceiro capítulo foi desenvolvido utilizando a paisagem em que o Parque Nacional da Emas está inserido, com o objetivo de entender como essa população de onças-pintadas tem selecionado seus habitats, considerando características da paisagem relacionadas ao nicho ecológico da espécie.

Os resultados obtidos nos três capítulos, tornam possível identificar elementos críticos para o desenvolvimento de estratégias de manejo para essa população, no sentido de evitar que devido a pressões antrópicas em seu entorno ou a fatores estocásticos essa população venha a declinar. Os dados apresentados representam um passo importante

para o melhor entendimento da ecologia das onças-pintadas e demonstram a importância de estudos mais longos para a geração de informações cruciais para a conservação local da espécie. Além de auxiliar na construção de uma base sólida para futuros estudos relativos a esta espécie no Bioma Cerrado.



Figura 1. Indivíduos (fêmea e filhote) da população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas (Goiás, Brasil).

INTRODUÇÃO GERAL

As transformações antrópicas sobre a superfície terrestre têm desencadeado a perda da biodiversidade (Dirzo et al., 2014; McGill et al., 2015) e as maiores ameaças são resultantes da ocupação das paisagens naturais (Ehrlich, 1997), que já tiveram mais de 30% de sua área convertidas ao uso agropecuário (SCBD, 2010). A fragmentação, representada pela divisão de grandes áreas contínuas de habitat em pequenos pedaços, e a perda de habitats, que é quando os habitats naturais das espécies são destruídos, são assim as principais ameaças à conservação da biodiversidade (Sala et al., 2000; Butchart et al., 2010; Dirzo et al., 2014). Predições de modelos apontaram que mudanças históricas no uso da terra causaram perda de 11% das espécies de vertebrados em comparação aos habitats originais (Newbold et al., 2018). A perda de habitat pode resultar em isolamento das espécies, que têm suas habilidades de dispersão afetadas (Fischer; Lindenmayer, 2007; Royle et al., 2018), e normalmente, os fragmentos remanescentes ainda são pequenos em relação aos requerimentos ecológicos das espécies. Essa situação, aumenta a vulnerabilidade das espécies a estocasticidade demográfica e ambiental, e a deriva genética (Gaggiotti; Hanski, 2004), podendo conduzir à extinção.

Conhecimentos sobre a distribuição e abundância das espécies, bem como de estimativas de longevidade e causas de mortalidade têm um papel importante para a definição de seus requerimentos ecológicos (Sanderson et al., 2002), que podem variar entre as regiões que as espécies estão distribuídas. A partir dessas informações torna-se possível avaliar tendências populacionais (se aumentam, se reduzem ou mantêm-se estáveis) (Sanderson et al., 2002). O monitoramento de uma população permite identificar os fatores-chave que determinam a sua tendência, e para populações que estão em declínio, a identificação dos fatores negativos é essencial para que medidas de conservação sejam tomadas antes de sua extinção (Garrote, 2014). Atualmente, entre as principais estratégias para reduzir as ameaças e conservar as espécies silvestres estão o estabelecimento de áreas protegidas e a conectividade de remanescentes de vegetação originais (Taylor et al., 1993; Ripple et al., 2014), metas cada vez mais utilizadas na gestão política em todo o mundo (Pardo et al., 2017).

Predadores topo de cadeia alimentar, tais como felinos, estão entre as espécies mais vulneráveis a essas ameaças (IUCN, 2018), porque requerem extensas áreas de vida e elevada abundância de presas para sobreviverem. Muitos estudos com foco em espécies de felinos têm sido realizados no interior das áreas protegidas (Karanth et al., 2006;

Sollmann et al., 2011; Petit et al., 2017; Luja et al., 2017), contudo, há evidências de que essas áreas sozinhas não são suficientes para a conservação dessas espécies (Crooks; Sanjayan, 2006; Sollmann et al., 2008; Vyne et al. 2011; Massara et al., 2017). No Brasil, por exemplo, as áreas protegidas, em sua maioria, são pequenas e encontram-se isoladas e imersas em matrizes agropecuárias (Sollmann et al., 2008), o que dependendo do local torna-se um grande problema para a conservação (Carvalho-Jr.; Morato, 2013). Nesse contexto, felinos de grande porte precisam estar inseridos em paisagens permeáveis para obterem recursos suficientes e adequados para a sua persistência em longo prazo. Assim, é essencial entender a influência do entorno das áreas protegidas sobre essas espécies, buscando evitar que a associação entre área protegida e paisagem antropizada funcione como fonte-sumidouro.

A onça-pintada – *Panthera onca* (Linnaeus, 1758), o maior predador topo de cadeia dos Neotrópicos, desempenha uma importante função ecológica nos ecossistemas tropicais, atuando na cascata trófica e regulação de suas presas (Thornton, 2016). Essa espécie possui hábitos solitários, territoriais, necessitando de grandes áreas de vida, com habitats caracterizados pela presença de corpos d'água, quantidade suficiente de presas e preferência por áreas naturais com pouca perturbação antrópica para sobreviver (Crawshaw; Quigley, 1991; Vynne et al., 2011; Cullen et al., 2013). Essas características ecológicas tornam a onça-pintada muito mais vulnerável à extinção do que outras espécies animais, isso porque elas são muito mais dependentes da complexa dinâmica ecológica que envolve presa e predador e que são regidas por variáveis ambientais (Terborgh, 1999). Como esse grande felino é considerado uma espécie guarda-chuva (Thornton, 2016), focar em sua conservação, auxilia tanto na conservação de outras espécies com requerimentos de áreas menores, quanto na manutenção do equilíbrio do ecossistema em que ocorre.

Nos últimos séculos a onça-pintada teve sua área de distribuição reduzida a aproximadamente 50% de sua extensão original, que vai do sudoeste dos Estados Unidos e México ao norte da Argentina (Figura 2), sendo considerada extinta no Uruguai e El Salvador (Quigley et al., 2017). Cerca de 50% da distribuição atual da espécie encontra-se em território brasileiro, fazendo com que o país seja extremamente importante para a conservação da espécie (Tôrres et al., 2008), classificada como “Vulnerável” na lista brasileira de espécies ameaçadas (Morato et al.; 2013). Também se encontra listada como espécie ameaçada em escala mundial na categoria “Quase Ameaçada” (Quigley et al., 2017). No território brasileiro, a onça-pintada é particularmente ameaçada no Cerrado,

onde está classificada na categoria “Em Perigo” (Moraes Jr, 2013). O declínio populacional estimado para a espécie nesse bioma é maior do que 50% desde 1987 (Morato et al., 2013).



Figura 2. Distribuição geográfica atual da espécie *Panthera onca* (onça-pintada). Fonte: Quigley et al, 2017.

O Cerrado, segundo maior bioma brasileiro, tem 46% de sua área degradada devido a atividades humanas (Strassburg et al., 2017). Em virtude do grau de alteração e da elevada riqueza de espécies é considerado um dos 35 hotspots do mundo (Mittermeier, 2005). Neste bioma foram criadas algumas unidades de conservação, equivalente a menos de 3% de seu território, no intuito de auxiliar a proteção da biodiversidade (MMA, 2016) e dentre essas encontra-se o Parque Nacional da Emas (PNE), umas das mais representativas unidades de conservação do Cerrado, reconhecido pela sua riqueza e abundância de espécies (Plano de Manejo, 2004). O PNE fornece um dos últimos refúgios de áreas abertas para várias espécies de mamíferos, incluindo a onça-pintada. Contudo, está localizado em uma das áreas mais produtivas do Brasil Central, estando margeado por extensas plantações de grãos (soja e milho) e cana-de-açúcar (IBGE, 2017).

Nesse contexto, as onças-pintadas do PNE, uma das últimas populações protegidas da espécie no Cerrado, encontram-se isoladas de outras populações conhecidas (Moraes Jr., 2013). Estudos têm mostrado que sem os processos migratórios essa população está propensa à extinção (Sollmann et al. 2008; Finnegan et al., 2020). Isto gera preocupação, visto que a perda e a extensa fragmentação dos habitats, somada à caça,

têm causado grandes prejuízos às populações de onça-pintada em todos os biomas onde a espécie ocorre (Ramalho et al., 2013; Silveira et al., 2010; Quigley et al., 2017). Dessa forma, faz-se necessário entender a dinâmica populacional desses animais e alguns aspectos que condicionam a sua sobrevivência, pois essas informações subsidiarão o estabelecimento de estratégias de manejo mais adequadas e eficazes para a conservação da espécie localmente.

No entanto, estudos que apresentem informações sobre parâmetros populacionais não são fáceis de serem realizados. Felinos são difíceis de serem monitorados, devido a seus hábitos crípticos e predominantemente noturnos (Moruzzi et al., 2002), e suas grandes áreas de vida e baixa densidade (Karanth; Chellam, 2009). Sendo assim, contagens completas desses animais são de difícil execução, pois se tornam muito onerosas em termos financeiros e demandam muito tempo para coleta de dados (Karanth, 1995). Para auxiliar estudos com animais elusivos como estes predadores, a utilização de armadilhas fotográficas vem se tornando comum ao longo dos últimos anos (O'Connell et al., 2011) e esse equipamento tem sido utilizado para avaliar uma variedade de aspectos ecológicos, como: presença e riqueza de espécies, abundância relativa, distribuição e comportamento (Vynne et al., 2011; Sollmann et al., 2012; Rovero et al. 2013; Meek et al. 2014; Srbek-Araujo, 2018). Para espécies que possuem marcações que possibilitem identificação individual, os registros das armadilhas fotográficas associados a modelos de captura-recaptura e podem gerar estimativas de abundância e densidade (Karanth, 1995; Sollmann et al., 2011; Silveira et al., Penido et al., 2016; Jedrzejewski et al., 2017; Tobler et al., 2018) ou de dinâmicas populacionais (Gardner et al., 2010; Ramalho, 2013).

A associação dos registros das armadilhas fotográficas com variados tipos de modelos matemáticos permite responder questões ecológicas gerando resultados robustos para as pesquisas (MacKenzie et al., 2002; Royle et al., 2014). Por exemplo, os modelos de ocupação têm sido utilizados para estudar a distribuição e abundância de felinos e de mamíferos de forma geral (MacKenzie; Nichols, 2004), incluindo os que não possuem marcas de individualização, em substituição aos cálculos simples realizados anteriormente que consideravam apenas o número de indivíduos em relação ao esforço amostral. A vantagem destes modelos é que eles pressupõem que existem diferenças nas probabilidades de detecção das espécies entre os locais amostrados, e fornecem, então, estimativas mais precisas dos valores de ocupação das espécies (MacKenzie et al., 2002).

Nesse sentido, o objetivo desta tese foi avaliar aspectos ecológicos da população de onça-pintada (*Panthera onca*) presente no Parque Nacional das Emas, a partir de um

monitoramento de nove anos, gerando informações que possam subsidiar estratégias de conservação que favoreçam a persistência local da espécie em longo prazo e que sirvam de suporte para pesquisas futuras não só no PNE, mas para populações presentes em áreas de Cerrado. Busca-se assim responder: (i) qual foi a tendência populacional das onças-pintadas do Parque Nacional das Emas na última década?; (ii) a disponibilidade de presas para as onças-pintadas está sendo mantida ao longo do tempo? e (iii) como a população de onças-pintadas tem usado a paisagem da região do PNE?

A fim de obter as respostas para as questões levantadas acima, o presente trabalho foi dividido em três capítulos, intitulados como:

- 1- Parâmetros populacionais de onças-pintadas em um parque “isolado” do bioma Cerrado.
- 2- Disponibilidade de presas para a população de onças-pintadas (*Panthera onca*) em uma unidade de conservação do Cerrado.
- 3- Seleção de habitat de onças-pintadas na região do Parque Nacional das Emas, Goiás, Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Butchart, S. H.; Walpole, M.; Collen, B.; Van Strien, A.; Scharlemann, J. P.; Almond, R. E.; Baillie, J. E.; Bomhard, B.; Brown, C. And Bruno, J. 2010. Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328: 1164-1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>

Caro, T. 2010. Conservation by proxy: indicator, umbrella, keystone, flagship, and other surrogate species. Island Press, Washington, D.C., USA.

Carvalho-Jr., E.A.R.; Morato, R. 2013. Factors affecting big cat hunting in Brazilian protected areas. *Tropical Conservation Science*, 6 (2): 303-310. <https://doi.org/10.1177/194008291300600210>

Crawshaw Jr., P.G.; Quigley, H.B. 1991. Jaguar spacing, activity and habitat use in a seasonally flooded environment in Brazil. *Journal of Zoology*, 223:357-370. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1991.tb04770.x>

Crooks, K. R.; Sanjayan, M. A. 2006. Connectivity conservation. Cambridge University Press, Cambridge, UK. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821>

Cullen Jr., L.; Sana, D.A.; Lima, F.; De Abreu, K.C.; Uezu, A. 2013. Selection of habitat by the jaguar, *Panthera onca*, (Carnivora: Felidae), in the upper Paraná River, Brazil. *Zoologia*, 30:379-387. <https://doi.org/10.1590/S1984-46702013000400003>

Dirzo, R.; Young, H. S.; Galetti, M.; Ceballos, G.; Isaac, N. J.B.; Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345: 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>

Efford, M. 2018. Secr 3.1- spatially explicit capture-recapture in R. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/secr/vignettes/secr-overview.pdf>>. Acesso em: 13-mar-2018.

Ehrlich, P. R. 1997. A perda da biodiversidade: causas e consequências. In: Wilson, E. O. (ed.). Biodiversidade. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. p. 27-35.

Finnegan, S.P.; Galvez-Bravo, L.; Silveira, L.; Tôrres, N.M.; Jácomo, A.T.A.; Alves, G.B.; Dalerum, F. 2020. Reserve size, dispersal and population viability of wide-ranging carnivores: the case of jaguars in Emas National Park, Brazil. *Animal Conservation*, 24(1). <https://doi.org/10.1111/acv.12608>

Fischer, J.; Lindenmayer, D.B. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16: 265-280. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00287.x>

Gaggiotti, O.E.; Hanski, I. 2004. Mechanisms of extinction. In: Hanski, I.; Gaggiotti, O. (Eds). Ecology, genetics, and evolution in metapopulations: 337-366. Burlington, MA: Elsevier Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-012323448-3/50016-7>

Gardner, B.; Reppucci, J.; Lucherini, M. Royle, A. 2010. Spatially explicit inference for open populations: estimating demographic parameters from camera-trap studies. *Ecology*, 91(11): 3376-3383. <https://doi.org/10.1890/09-0804.1>

Garrote, G.A. 2014. Estudio y conservación del lince ibérico (*Lynx pardinus*) en España. Tese apresentada a facultade de Ciências Biológicas da Universidad Complutense De Madrid. Madrid. 114p.

Hansen, A. J.; Neilson, R. P.; Dale, V. H.; Flather, C. H.; Iverson, L. R.; Currie, D. J.; Shafer, S.; Cook, R. and Bartlein, P. J. 2001. Global Change in Forests: Responses of Species, Communities, and Biomes: Interactions between climate change and land use are projected to cause large shifts in biodiversity. *BioScience*, 51: 765-779. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2001\)051\[0765:GCIFRO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0765:GCIFRO]2.0.CO;2)

Hirzel, A. H., Hauss, J.; Chess el, D., and Perrin, N. 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology*, 83:2027–2036. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2027:ENFAHT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2027:ENFAHT]2.0.CO;2)

Jędrzejewski, W.; Puerto, M.F.; Goldberg, J.F.; Hebblewhite, M.; Abarca, M.; Gamarra,G.; Calderón, L.E.; Romero, J.F.; Viloría, Á.L.; Carreño, R.; Robinson, H.S.; Lampo,M.; Boede, E.O.; Biganzol, A.; Stachowicz, I.; Velásquez, G.; Schmidt, K. 2017. Density and population structure of the jaguar (*Panthera onca*) in a protected area of Los Llanos, Venezuela, from 1 year of camera trap monitoring. *Mammal Research*, 62: 9–19. <https://doi.org/10.1007/s13364-016-0300-2>

IBGE, 2017. Produção agrícola- lavoura temporária. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/mineiros/pesquisa/14/0>>. Acesso em: 20- abr-2019.

Karanth, K.U., 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture–recapture models. *Biological Conservation*, 71: 333–338. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00057-W](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00057-W)

Karanth, K.U.; Chellam, R. 2009. Carnivore conservation at the crossroads. *Oryx*, 43 (1): 1-2. <https://doi.org/10.1017/S003060530843106X>

Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N.S., Hines, J.E., 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture–recapture sampling. *Ecology*, 87: 2925–2937. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2925:ATPDUP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2925:ATPDUP]2.0.CO;2)

Luja, V.H.; Navarro, C.J.; Covarrubias, L.A.T.; Hernández, M.C.; Chan, I.L.V. 2017. Small protected areas as stepping-stones for jaguars in Western Mexico. *Tropical Conservation Science*, 10: 1-8. <https://doi.org/10.1177/1940082917717051>

Massara, R.L.; Paschoal, A.M.O.; Beiley, L.L.; Dohert Jr., P.F.; Hirsch, A.; Chiarello,A.G. 2017. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica*, 50 (1): 125-134. <https://doi.org/10.1111/btp.12481>

McGill, B.L.; Dornelas, M.; Gotelli, N.J.; Magurran, E. 2015. Fifteen forms of biodiversity trend in the antropocene. *Trends in Ecology e Evolution* 30: 104-113. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.11.006>

MacKenzie, D. I.; Nichols, J. D. 2004. Occupancy as a surrogate for abundance estimation. *Animal Biodiversity and Conservation*, 27(1): 461-467.

MacKenzie, D. I.; Nichols, J. D.; Lachman, G. B.; Droege, S.; Andrew Royle, J.; Langtimm, C. A. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology*, 83(8): 2248-2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)

Meek, P.D.; Ballard, G.A.; Fleming, P.J.S.; Schaefer, M.; Willians, W.; Falzon, G. 2014. Camera traps can be heard and seen by animals. *Plos One*, 9(10): e110832. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0110832>

Mittermeier, R. A.; Gil, R. P.; Hoffman, M.; Pilgrim J.; Brooks, T.; Mittermeier, C. G.; Lamoreux, J.; Fonseca, G. A. B. Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions, 2. ed. Boston: University of Chicago Press, 2005. 392 p.

MMA, Ministério do Meio Ambiente. 2016. O bioma Cerrado. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso: 15-mar-18.

Moraes Jr., E.A. Cerrado. In: Desdiz, A. et al. 2013. Plano de ação nacional para a conservação da onça-pintada. De Paula, R.C.; Desdiz, A.; Cavalcanti, S. (orgs.). Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio.

Morato, R.G.; Beisiegel, B.D.M.; Ramalho, EE.R.; Campos, C.B.; Boulhosa, R.L.P. 2013. Avaliação do risco de extinção da onça-pintada (*Panthera onca*, Linnaeus, 1758) no Brasil. In: Avaliação do estado de conservação dos Carnívoros (eds Beisiegel, B.; Morato, R.G.; De Paula, R.; Morato, R.L.), pp. 122-132. ICMBio, Brasília, Brasil.

Moruzzi, T.L., Fuller, T.K.; De Graaf, R.M.; Brooks, R.T.; Li, W. 2002. Assessing remotely triggered cameras for surveying carnivore distribution. *Wildlife Society Bulletin*, 30: 380-386. <https://doi.org/10.2307/3784494>

O'Connell, A.F.; Bailey, L.L. 2011. Inference for occupancy and occupancy dynamics. In: O'Connell, A.F.; Nichols, J.D.; Karanth, U.K. (Eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. pp- 191-204. https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_11

Newbold, T. et al., 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520: 45-50. [10.1038/nature14324](https://doi.org/10.1038/nature14324)

O'Connell, A.F.; Nichols, J.D.; Karanth, U.K. 2011. Evolution of camera trapping. In: O'Connell, A.F.; Nichols, J.D.; Karanth, U.K. (Eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. pp- 1-8. https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_1

O'Connell, A.F.; Nichols, J.D.; Karanth, U.K. 2011. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, 279 p. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4>

Pardo, J.M.; Paviolo, A.; Saura, S.; De Angelo, C. 2017. Halting the isolation of jaguars: where to act locally to sustain connectivity in their southernmost population. *Animal Conservation*, 20 (6): 543-554. <https://doi.org/10.1111/acv.12354>

Penido, G.; Astete, S.; Furtado, M.M.; Jácomo, A.T.A.; Sollmann, R.; Torres, N.;Silveira, L.; Marinho-Filho, J. 2016. Density of ocelots in a semiarid environment in

northeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 16 (4): e20160168. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0168>

Petit, M.; Denis, T.; Rux, O.; Richard-Hansen, C.; Berzins, R. 2017. Estimating jaguar (*Panthera onca*) density in a preserved coastal area of French Guiana. *Mammalia*, 82(2): 188-192. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2016-0150>

Plano De Manejo Do Parque Nacional Das Emas. 2004. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis- IBAMA; Fundação Centro Brasileiro de Referência e Apoio Cultural- CEBRAC. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_emas.pdf

Quigley, H.; Foster, R.; Petracca, L.; Payan, E.; Salom, R.; Harmsen, B. 2017. *Panthera onca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T15953A50658693. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T15953A50658693.en>. Download em: 06-mai -2018. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T15953A50658693.en>

R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rabinowitz, A. R. & Nottingham, B. G. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central- America. *Journal of Zoology*, 210:149-159. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1986.tb03627.x>

Ramalho, E.E. 2013. Jaguar (*Panthera onca*) population dynamics, feeding ecology, human induced mortality, and conservation in the várzea floodplain forests of Amazonia. 2013. Tese de doutorado, University of Florida.

Rovero, F.; Zimmermann, F.; Berzi, D.; Meek, 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(2): 148-156. <https://doi.org/10.4404/hystrix-24.2-8789>

Royle, J.A.; Chandler, R.B.; Sollmann, R.; Gardner, B. Spatial capture-recapture. 2014.1^o ed, Academic Press, Waltham. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405939-9.00005-0>

Royle, J.A.; Fuller, A.K.; Sutherland, C. 2018. Unifying population and landscape ecology with spatial capture-recapture. *Ecography*, 41: 444-456. <https://doi.org/10.1111/ecog.03170>

Royle, J.A.; Nichols, J.D.; Karanth, K.U.; Gopalaswamy, A.M. 2009. A hierarchical model for estimating density in camera-trap studies. *Journal of Applied Ecology*, 46: 118-127. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01578.x>

Sala, O.E.; Chapin, F. S.; Armesto, J.J.; Berlow, E.; Bloomfield, J.; Dirzo, R.; Huber-Sanwald, E.; Huenneke, L.F.; Jackson, R.B.; Kinzig, A. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*, 287: 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

Sano, E.E.; Rosa, R.; Brito, J.L.S.; Ferreira, L.G. 2010. Land cover mapping of the tropical savana region in Brazil. *Environmental Monit Assess*, 166: 113- 124. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0988-4>

Sanderson, E.W., Redford, R.H., Chetkiewicz, C.B., Medellin, R., Rabinowitz, A., Robinson, J., Taber, A., 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology*, 16: 58–72. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00352.x>

SCBD (Secretaria of the Convention on Biological Diversity). 2010. *Global Biodiversity Outlook 3*. Montreal Canada: SCBD, 94 p.

Silveira, L.; Jácomo, A.T.A.; Astete, S.; Sollmann, R.; Tôrres, N.M.; Furtado, M.M.; Marinho-Filho, J. 2010. Density of the near threatened jaguar *Panthera onca* in the Caatinga of northeastern, Brazil. *Oryx*, 44(1): 104- 109. <https://doi.org/10.1017/S0030605309990433>

Sollmann, R.; Tôrres, N.M.; Silveira, L. 2008. Jaguar conservation in Brazil: the role of protects areas. *Cat News*, Special Issue 4: 15-20.

Sollmann, R. 2010. Ecology and conservation of the jaguar (*Panthera onca*) in the Cerrado grassland of Central Brazil. Tese de Doutorado. Eingereicht im Fachbereich Biologie, Chemie, Pharmazie der Freien Universität Berlin.

Sollmann, R.; Furtado, M.M.; Gardner, B.; Hofer, H.; Jácomo, A.T.A.; Tôrres, N.M.; Silveira, L. 2011. Improving density estimates for elusive carnivores: accounting for sex-specific detection and movements using spatial capture-recapture models for jaguars in central Brazil. *Biological Conservation*, 144: 1017–1024. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.011>

Sollmann, R.; Furtado, M.M.; Hofer, H.; Jácomo, A.T.A.; Tôrres, N.M.; Silveira, L. 2012. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammalian Biology*, 77: 41-46. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2011.06.011>

Srbek-Araujo, A.C. 2018. Do female jaguars (*Panthera onca* Linnaeus, 1758) deliberately avoid camera traps? *Mammalia Biology*, 88: 26-30. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2017.11.001>

Strassburg, B.B.N.; Brooks, T.; Feltran-Barbieri, R.; Iribarrem, A.; Crouzeilles, R. et al. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1(4):1-3. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>

Terborgh, J.; Estes, J.A.; Paquet, P.; Ralls, K.; Boyd-Herger, D.; Miller, B.J.; Noss, R.F. 1999. The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems. In: Soulé, M.E.; Terborgh, J. (eds.). *Continental Conservation-Scientific Foundation of Regional Reserve Networks*, Island Press, 227 pp.

Tobler, M.W.; Anleu, R.G.; Carrilo-Percastegui, S.E.; Santizo, G.P.; Polizar, J.; Hartley, A.Z.; Goldstein, I. 2018. Do responsibly managed logging concessions adequately protect jaguars and other large and medium-sized mammals? Two cases studies from Guatemala and Peru. *Biological Conservation*, 220: 245-253. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.015>

Thornton, D.; Zeller, K.; Rondinini, C.; Boitani, L.; Crooks, K.; Burdett, C.; Rabinowitz, A.; Quigley, H. 2016. Assessing the umbrella value of a range-wide conservation network for jaguars (*Panthera onca*). *Ecological Applications*, 26(4): 1112-1124. <https://doi.org/10.1890/15-0602>

Tôrres, N.M.; De Marco Jr., P.; Diniz-Filho, J.A.; Silveira, L. 2008. Jaguar Distribution in Brazil: Past, Present and Future. *Cat News*, Special Issue 4: 4-8.

Vynne, C.; Keim, J.L.; 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: e28939. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028939>

Zeller, K., 2007. *Jaguars in the New Millennium Data Base Update: The State of the Jaguar in 2006*. Wildlife Conservation Society-Jaguar Conservation Program, New York.

CAPÍTULO 1

PARÂMETROS POPULACIONAIS DE ONÇAS-PINTADAS (*Panthera onca*) EM UM PARQUE “ISOLADO” DO BIOMA CERRADO

JAGUAR POPULATION PARAMETERS IN AN “ISOLATED” PARK IN THE CERRADO BIOME, BRAZIL

Submetido para Mammal Research (ISSN: 2199-2401)

RESUMO

A onça-pintada (*Panthera onca*) é uma espécie ameaçada de extinção em toda a sua área de distribuição geográfica, incluindo o Brasil, e para que populações dessa espécie sejam conservadas há a necessidade de entender seus parâmetros populacionais. Modelos de captura-recaptura espacialmente explícitos (SECR) foram utilizados para estimar a densidade da população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas (PNE), uma das maiores Unidades de Conservação do Cerrado brasileiro. O PNE encontra-se inserido em uma região de grandes propriedades agrícolas produtoras de grãos, tornando-se um refúgio para as espécies que ocorrem no seu interior e entorno. Amostragens com armadilhas fotográficas em quatro anos diferentes (2008, 2010, 2013 e 2016) foram utilizadas para registrar e identificar as onças-pintadas. Densidades e parâmetros de distribuição (σ e g_0) da espécie foram estimados para os diferentes anos de amostragem. A longevidade dessa população também foi avaliada. Foram identificadas um total de 26 onças, nove fêmeas (F), 13 machos (M) e quatro indivíduos que não foi possível identificar sexo (NI), gerando uma razão sexual que não diferiu de 1M: 1F. O modelo espacial mais adequado mostrou que a densidade (2,12 ind./100km²) e parâmetros de distribuição foram constantes. Isso evidencia que essa população esteve estável ao longo dos anos do estudo. O parâmetro de movimento (σ), relacionado a área de uso dos indivíduos mostrou que machos se deslocam mais do que fêmeas; e a taxa de detecção (g_0) mostrou-se duas vezes maior para machos em relação a fêmeas. Alguns indivíduos mantiveram-se na população por mais de 10 anos. A estabilidade populacional registrada no período avaliado gera evidências da importância do PNE para a conservação local da onça-pintada. Assim, existe a necessidade do desenvolvimento de estratégias de manejo para essa população, no sentido de evitar que devido a pressões antrópicas em seu entorno ou a fatores estocásticos essa população venha a declinar.

Palavras-chave: Armadilhas fotográficas; Cerrado; *Panthera onca*; Modelos espaciais de captura-recaptura; Densidade; Longevidade.

ABSTRACT

The jaguar (*Panthera onca*) is endangered along all its geographical distribution, including Brazil. Preservation of the species could be more effective if its population parameters were better understood. Spatially explicit capture-recapture models (SECR) were used to estimate jaguar population density in Emas National Park (ENP), one of the largest Conservation Units in the Brazilian Cerrado biome. ENP is located within a major grain cropland area, and provides refuge for species that occur in its interior and surroundings. Camera-trapping was performed in four different years for jaguar recording and identification (2008, 2010, 2013 and 2016). Density and distribution parameters (σ e g_0) were estimated for all sampling years, as well as population longevity. A total of 26 individuals was identified, 9 female (F), 13 male (M), and 4 with unidentified sex (NI). Sex ratio did not differ from 1M: 1F. The best fit model showed density (2.12 ind./100km²) and distribution parameters to be constant, thus indicating population stability over the study period. The movement parameter (σ), which is related to individual home range, revealed males to move more than females. Similarly, the detection rate of males (g_0) was twice that of females. Some individuals remained in the population for over 10 years. Such population stability supports the role of ENP in local-scale jaguar conservation. Therefore, population management strategies should be adopted to prevent population decline from anthropogenic pressures and stochastic factors.

Keywords: Camera trap; Cerrado; *Panthera onca*; Spatial capture-recapture models; Density; Longevity.

1. INTRODUÇÃO

Conhecer a densidade populacional dos organismos é um tópico central para o entendimento de sua ecologia, distribuição espacial e abundância (Krebs, 2001). Para grandes carnívoros esse conhecimento é especialmente importante, pois, apesar desse grupo receber considerável atenção dos pesquisadores (Brodie, 2009), as suas populações continuam em declínio, devido principalmente à perda de habitat e a conflitos com humanos (IUCN, 2017). Para esse grupo, assim como para outras espécies ameaçadas de extinção, o conhecimento de parâmetros demográficos, tais como, razão sexual, estrutura etária, taxas de natalidade e mortalidade, pode ajudar a prever tamanho e tendências populacionais, além da viabilidade das populações (Cooley et al., 2009), e assim, auxiliar no estabelecimento de práticas de manejo e conservação para esses predadores (Balme et al., 2009).

No entanto, estudos que apresentem informações sobre parâmetros populacionais de carnívoros não são fáceis de serem realizados (Karanth, 1995). De forma geral, esses animais são difíceis de serem monitorados, devido a seus hábitos (Moruzzi et al., 2002), por possuírem grandes áreas de vida e naturalmente ocorrerem em baixa densidade (Karanth et al., 2006; Karanth; Chellam, 2009). Sendo assim, contagens completas de carnívoros se tornam muito onerosas em termos financeiros e demandam muito tempo para coleta de dados (Karanth, 1995). Para auxiliar estudos com animais elusivos como os carnívoros, a utilização de armadilhas fotográficas vem tornando-se mais comum (O'Connell et al., 2011). Para espécies que possuem marcações naturais que possibilitem identificação individual, como por exemplo, tigres (*Panthera tigris*) e onças-pintadas (*Panthera onca*) (Tobler & Powell, 2013), os registros produzidos pelas armadilhas fotográficas associados a modelos de captura-recaptura podem gerar estimativas de abundância e densidade (Karanth & Nichols, 1998; Maffei et al., 2011) ou até mesmo avaliações de dinâmicas populacionais, se os estudos forem realizados ao longo de anos consecutivos (Karanth et al., 2006; Gardner et al., 2010; Royle et al., 2018).

A onça-pintada (*Panthera onca*), o maior predador topo de cadeia dos Neotrópicos, é listada como “Quase Ameaçada” pela Lista Vermelha da *International Union for Conservation of Nature- IUCN*. A espécie já perdeu aproximadamente 50% de sua área de distribuição geográfica original (Quigley et al. 2017) e possui no Brasil sua maior porção de distribuição (Sollmann et al., 2008). As maiores densidades populacionais da espécie, no Brasil, são registradas para a Amazônia e Pantanal (Oliveira

et al., 2012; Cavalcanti et al., 2012; Desdizez et al. 2013). Contudo, poucos estudos que avaliaram parâmetros populacionais utilizaram mais de uma amostragem consecutiva (Ramalho, 2013; Trinca, 2014; Srbek-Araujo; Chiarello, 2016). Consequentemente, dados básicos importantes para o manejo da espécie são escassos e pouco se conhece sobre as tendências dessas populações. Tratando-se de populações de onças-pintadas em áreas de Cerrado tem-se ainda menos conhecimento (Moraes Jr., 2013). Das 11 populações conhecidas residentes neste Bioma, tem-se estimativas de abundância e densidade apenas para a população do Parque Nacional das Emas, no Estado de Goiás (Moraes-Jr, 2013).

A carência de conhecimentos a respeito das onças-pintadas presentes no Cerrado (Moraes-Jr., 2013) é preocupante. Como o Cerrado já perdeu 46% de sua vegetação nativa e menos de 3% de sua área encontra-se protegida em unidades de conservação (MMA, 2016), as quais em sua maioria são pequenas, isoladas e imersas nas matrizes agropecuárias (Sollmann et al., 2008), a sobrevivência da onça-pintada, assim como de toda a diversidade de plantas e animais presentes no Bioma, está ameaçada (Sanderson et al., 2002; Sollmann et al., 2008; Morato et al., 2013; Strassburg et al., 2017; Portugal et al., 2019). A população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas é pequena (Sollmann et al., 2011; Finnegan et al., 2020) e encontra-se inserida em uma região de grandes propriedades agrícolas produtoras de grãos (Agência Rural, 2003), o que torna o Parque um refúgio para a espécie. Populações isoladas e com poucos indivíduos são mais propensas à extinção local (Pardo et al., 2017), e, portanto, devem receber especial atenção.

Diante do contexto exposto acima, este trabalho teve como objetivo geral analisar parâmetros populacionais da onça-pintada (*Panthera onca*) no Parque Nacional das Emas (PNE), buscando dessa forma, entender melhor a ecologia da espécie em áreas do Bioma Cerrado. Baseado em aspectos ecológicos já conhecidos para carnívoros e para a onça-pintada, foram elaboradas hipóteses sobre a razão sexual, tamanhos de área de uso e longevidade dessa população, sendo esperado que machos de onças-pintadas tenham áreas de uso maior em relação às fêmeas (Sollmann et al, 2011; Morato et al., 2016; Srbek- Araujo; Chiarello, 2016; Jedrzejewski et al., 2017) na tentativa de sobrepor seu território com vários indivíduos do sexo feminino seguindo o padrão encontrado em carnívoros (Sandell, 1989; Gehrt; Fritzell, 1998). A razão sexual da população deve ser desviada para fêmeas (Petit et al., 2017; Ramalho, 2013), porque como machos de deslocam por áreas maiores, acabam tendo maiores probabilidades de morrer atropelados

ou de serem caçados (Goodrich et al., 2008; Ramalho, 2013) e por esse mesmo motivo as fêmeas terão maior longevidade (Ramalho, 2013).

Nesse sentido, buscou-se responder: 1) Qual é a tendência populacional, baseada na flutuação da densidade, das onças-pintadas do Parque Nacional das Emas?; 2) Qual a razão sexual dessa população?; 3) Existem diferenças no uso do espaço entre machos e fêmeas de onça-pintada do PNE?; e 4) Qual a estimativa de sobrevivência das onças-pintadas do PNE?

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido no Parque Nacional das Emas - PNE (18°19'S, 52°45'O), uma Unidade de Conservação listada como Reserva do Patrimônio Humano pela UNESCO (Plano de Manejo, 2004). Com 132.000 hectares, está entre as maiores unidades de conservação do Bioma Cerrado. É composta primariamente de campos (97%), com manchas de cerrado sensu stricto (1%), veredas e matas de galeria (2%) (Figura 1.1) (IBDF/FBCN, 1981). O clima da região possui duas estações bem definidas e é caracterizado por um inverno frio e seco (abril a setembro) e um verão chuvoso (outubro a março), quando a média pluviométrica chega a 1500 mm (IBDF/FBCN, 1981).

Encontra-se localizado no sudoeste do Estado de Goiás, nas divisas de Mato Grosso do Sul e Mato Grosso (Figura 1.1), estando situado no extremo sul das nascentes do Rio Araguaia, local onde se inicia um potencial corredor ecológico de biodiversidade, o Corredor Ecológico do Araguaia (Silveira et al., 2014) O funcionamento efetivo desse corredor, que tem como função auxiliar o deslocamento da fauna entre áreas isoladas e garantir o fluxo gênico entre populações dos Biomas Cerrado e Amazônia, é de fundamental importância para a conservação da população de onças-pintadas do PNE (Silveira; Jácomo, 2002; Silveira et al., 2014).

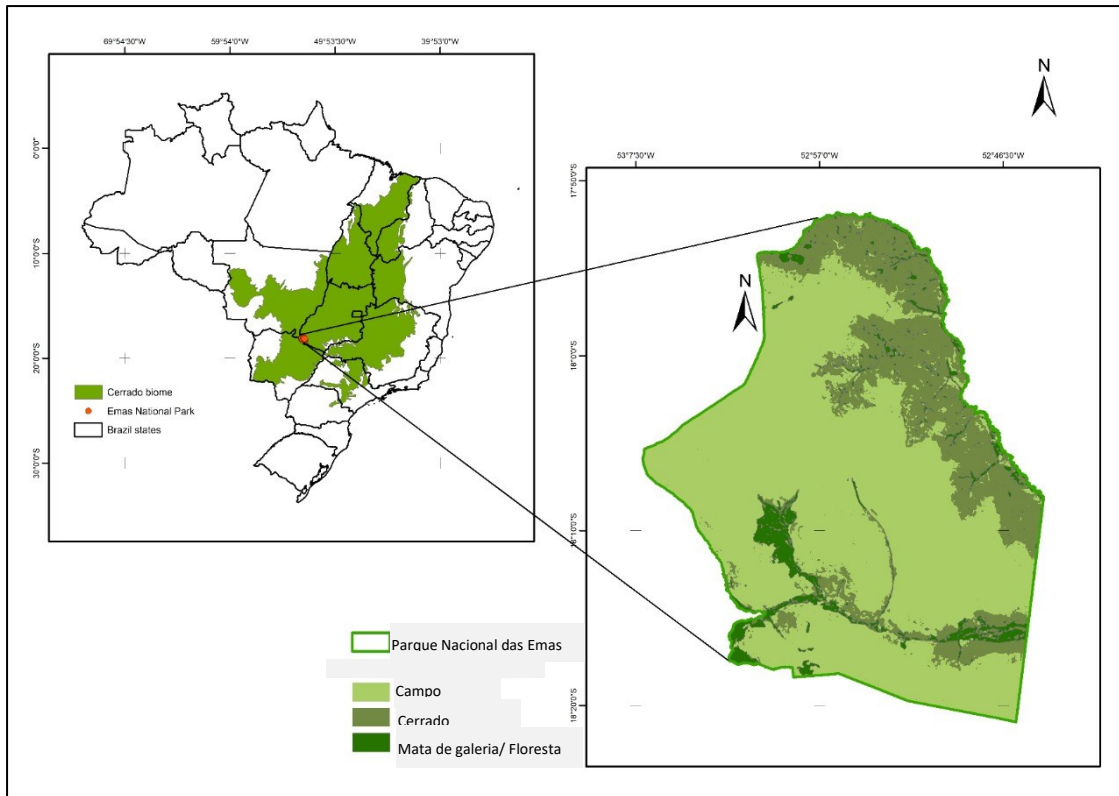


Figura 1.1. Localização do Parque Nacional das Emas e composição vegetal do local. Base cartográfica: MMA, 2013.

O Parque está localizado em uma das áreas agrícolas mais produtivas do Brasil e sua paisagem de entorno é dominada por culturas perenes (cana-de-açúcar) e anuais (soja e milho) (IBGE, 2017). A paisagem fragmentada ao redor do PNE representa a principal ameaça para uma das últimas populações de onças-pintadas registradas no Cerrado (Moraes Jr., 2013).

No que diz respeito à fauna, a lista de presas potenciais para a onça-pintada no PNE é diversa (Issa, 2017; Giozza et al., 2017), sendo constituída tanto de mamíferos de médio porte (ex. cutias e tatus), quanto de mamíferos de grande porte (ex. tamanduá-bandeira- *Myrmecophaga tridactyla*, anta- *Tapirus terrestris*, queixada – *Tayassu peccari* e cateto- *Pecari tajacu*). A onça-parda (*Puma concolor*), principal competidora da onça-pintada (*Panthera onca*), também é registrada no local, bem como felinos de menor porte, como a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) e o gato-palheiro (*Leopardus colocolo*).

2.2. Coleta de dados

2.2.1. Armadilhas fotográficas

A coleta de dados consistiu na realização de amostragens com armadilhas fotográficas no Parque Nacional das Emas em intervalos de 2 a 3 anos (2008, 2010, 2013 e 2016). Esse equipamento, além de registrar e auxiliar no monitoramento das espécies silvestres e domésticas existentes nos locais de estudo, vem sendo utilizado como ferramenta para determinar a abundância e a densidade daquelas que podem ser individualmente identificadas (Karanth; Nichols, 1998; Sollmann et al., 2011; Penido et al., 2016), como por exemplo, a onça-pintada.

Para o presente estudo, foram utilizadas armadilhas fotográficas das marcas Leaf-River C1-BU (utilizadas apenas na amostragem de 2008), Reconyx (modelo p900) e Bushnell HD, sendo os dois últimos modelos, armadilhas digitais. As armadilhas fotográficas foram instaladas em troncos de árvores ou estacas de madeira a aproximadamente 40-50 cm do solo, em uma angulação ideal para possibilitar o registro de mamíferos, principalmente, de onças-pintadas.

As armadilhas foram programadas para trabalhar 24 horas por dia, com intervalo de cinco minutos entre disparos. Este intervalo foi selecionado para evitar que ocorresse registros sucessivos de um mesmo indivíduo ou da própria vegetação em frente à armadilha, maximizando o número de registros independentes das espécies alvo. Não foram utilizadas iscas para atrair os animais para próximo das armadilhas.

As armadilhas fotográficas, no ano de 2008, foram instaladas a cada 3,5 km ao longo das estradas e trilheiros que cortam o parque, sendo que nos anos subsequentes buscou-se manter a média de 3,5 km entre as armadilhas. Esta distância entre as armadilhas é recomendada com base na menor área de vida registrada para onça-pintada (Rabinowitz; Nottingham, 1986), buscando fazer com que cada área de uso das onças-pintadas tenha ao menos uma armadilha fotográfica e ao mesmo tempo todo o parque esteja coberto. As câmeras ficaram ativas continuamente por 85 dias consecutivos, com exceção do ano de 2016, em que permaneceram 105 dias em campo, e foram checadas a cada 30 dias em média, para trocas de cartões e pilhas. Na amostragem de 2016, como as armadilhas permaneceram em campo um período maior, optou-se por manter um intervalo maior de dias, a fim de maximizar o número de registros de onças-pintadas. Os

períodos de amostragem foram divididos em 17 ocasiões de cinco dias, com exceção de 2016, em que se utilizou 21 ocasiões de cinco dias, seguindo Sollmann et al. (2011).

2.2.2. Períodos de amostragem

Para a amostragem de 2008, foram instaladas 119 estações de armadilhas fotográficas no PNE, em 2010, 112 estações, em 2013, 79 e em 2016, 73 estações (Tabela 1.1; Figura 1.2). Cada estação consiste no conjunto de duas armadilhas fotográficas dispostas uma de frente para a outra com um deslocamento lateral de aproximadamente 30 cm para evitar a interferência do flash. O intuito de instalar as armadilhas fotográficas aos pares é favorecer o registro de ambos os flancos (direito e esquerdo) das onças-pintadas, facilitando a comparação entre os registros e a correta identificação.

Tabela 1.1. Período amostrado, número de estações de armadilhamento fotográfico e esforço amostral, expresso em armadilhas/dia, em cada ano de amostragem no Parque Nacional das Emas.

Ano	Período	Nº de estações de armadilhamento	Esforço amostral*
2008	março - maio	119	9753
2010	abril - junho	110	6991
2013	julho - outubro	78	6399
2016/2017	outubro - fevereiro	70	6976
Total		377	30119

* Nos valores de esforço amostral já foram descontados os dias de mal funcionamento das armadilhas fotográficas.

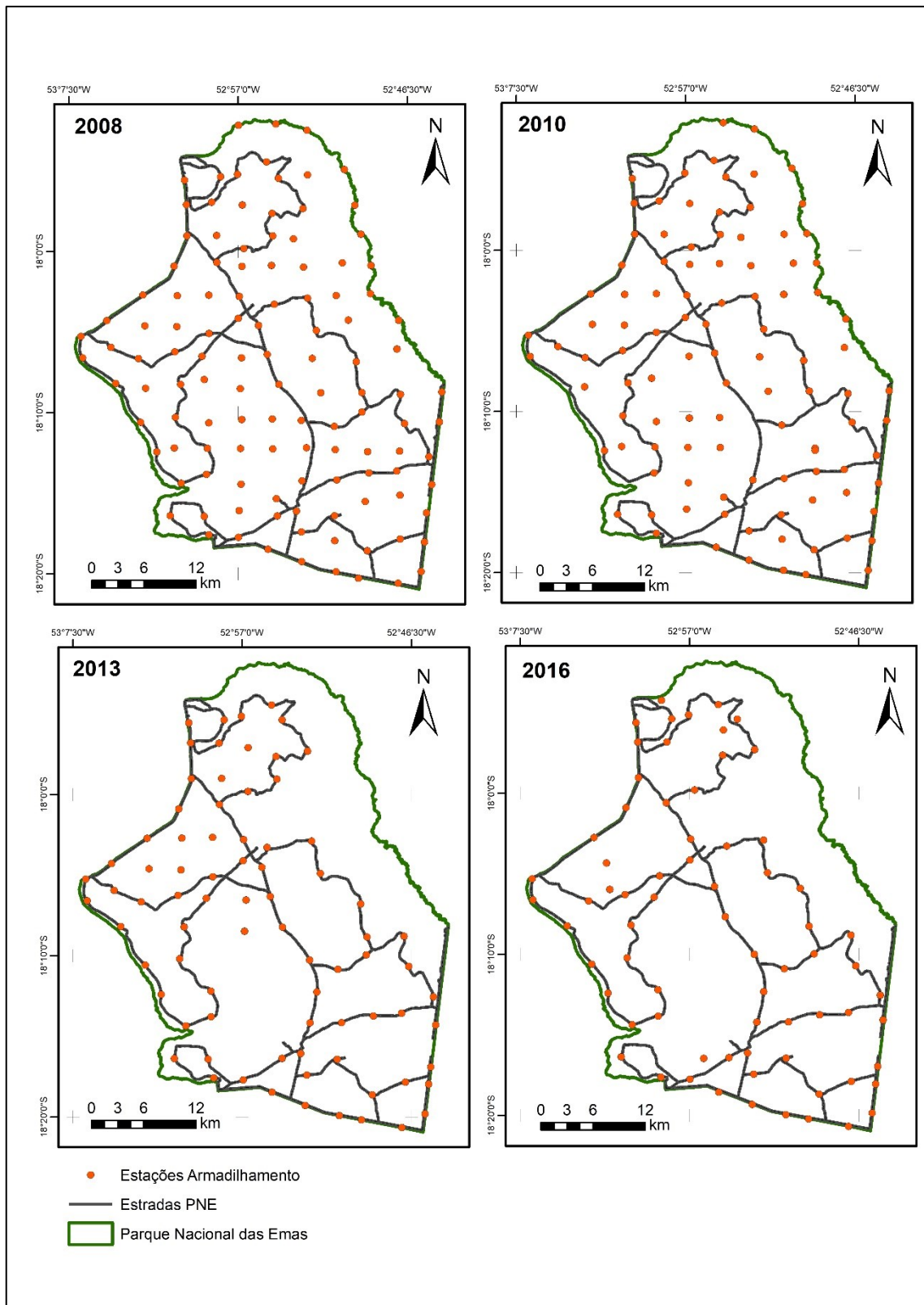


Figura 1.2. Localização das armadilhas fotográficas instaladas no Parque Nacional das Emas em sucessivos anos de amostragem (2008, 2010, 2013 e 2016).

A redução no número de estações entre os anos de amostragem ocorreu devido à retirada de armadilhas fotográficas que se encontravam em trilheiros produzidos por animais, ou seja, fora das estradas. Em estudo realizado por Sollmann (2011) no PNE, as taxas de encontro de onças-pintadas fora das estradas foram um décimo da registrada para as estradas. Assim, após avaliação de custo-benefício, optou-se pela exclusão das armadilhas localizadas fora das estradas. Apesar da instalação de menos estações ao longo dos anos, procurou-se manter o desenho amostral de 2008 o mais preservado possível (ver tópico 2.2.1)

2.2.3. Identificação das onças-pintadas

A fim de estimar a densidade das onças-pintadas do Parque Nacional das Emas nos últimos nove anos, foi utilizado o banco de dados do Instituto Onça-Pintada, uma instituição que desenvolve trabalhos nessa área há 20 anos, atuando na conservação dessa espécie e de suas presas.

A identificação dos indivíduos de onças-pintadas registrados em fotografias e/ou vídeos foi baseada em seus padrões únicos de pelagem, visto que as rosetas desses animais apresentam diferenças que os individualizam (Figura 1.3) e a identificação de gênero foi realizada pela observação de saco escrotal em machos e por características sexuais secundárias, tais como: tamanho corporal e relação tamanho de cabeça/tamanho corporal, que tendem a ser maiores em machos do que em fêmeas (Hoogesteijn & Mondolfi, 1996).

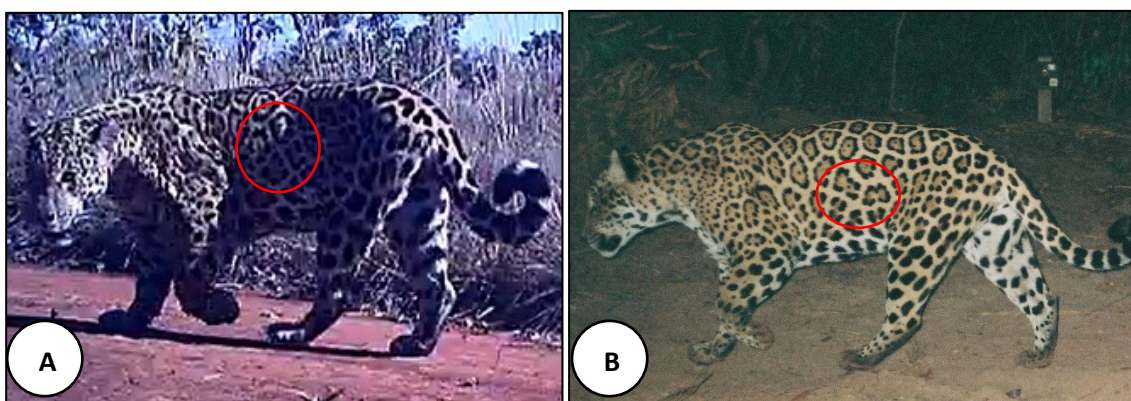


Figura 1.3. Exemplos de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas identificados por meio do padrão das rosetas da pelagem. Os círculos mostram as rosetas que diferem os indivíduos. Figura A: flanco esquerdo do macho 28; Figura B: flanco esquerdo da fêmea 20.

Para a análise de densidade da população de onças-pintadas, optou-se por não incluir filhotes, pois esses acompanham suas mães até aproximadamente dois anos de idade, quando dispersam para estabelecerem seus próprios territórios (Sunquist; Sunquist, 2009).

2.2.4. Longevidade das onças-pintadas

Dados coletados de 2001 a 2017 no Parque Nacional das Emas (PNE), por meio de armadilhas fotográficas, foram compilados para avaliar a sobrevivência de indivíduos de onças-pintadas registrados na área. As onças-pintadas registradas em cada amostragem foram individualizadas, seguindo o procedimento descrito acima. Por meio de comparação dos indivíduos, foi possível verificar o intervalo de tempo em que os mesmos continuaram sendo registrados. Assim, a longevidade foi estimada levando em consideração o intervalo de tempo em que o indivíduo foi registrado em armadilhas fotográficas, associado à idade que a onça aparentava ter no momento do seu primeiro registro. Para a estimativa de idade anterior ao primeiro registro, considerou-se características físicas dos indivíduos (tamanho corpóreo e tamanho de cabeça) e para três indivíduos também foram utilizadas estimativas de idade realizadas durante a sua captura, que ocorreu para coleta de material biológico e instalação de rádio collar. A estimativa da idade dos indivíduos em seu primeiro registro foi realizada contando com a experiência de pesquisadores especialistas na espécie. A avaliação da faixa etária das onças-pintadas em categorias (filhotes, juvenis ou adultos) foi baseada em Marchini; Luciano (2009). Esses autores consideram que filhotes são indivíduos que possuem até um ano e meio; juvenis, indivíduos entre um ano e meio e três anos; e adultos, indivíduos com mais de três anos de idade.

Ressalta-se que a falta de registro de um indivíduo em um determinado ano não significa que o mesmo tenha morrido, e sim que apenas não foi detectado em um ano específico. As amostragens entre 2001 e 2007 não tiveram desenho amostral padronizado e por isso não foram incluídas nas outras análises do estudo.

2.3. Análises estatísticas

Para estimar a densidade das onças-pintadas do PNE, foram utilizados modelos espaciais de captura-recaptura (SECR). Esses modelos são modelos mistos generalizados (GLMM), que levam em conta a movimentação dos animais na estimativa de densidade

(Royle et al., 2014). Essa característica os tornam uma ferramenta interessante na estimativa da densidade de animais com alta mobilidade, como as onças-pintadas.

Neste estudo, cada amostragem foi codificada como uma sessão e uma estrutura de sessões múltiplas (“multi-session”) foi utilizada (Efford, 2019), ou seja, os dados de todas as quatro amostragens foram analisados juntos, contudo, resultando em estimativas de densidade para cada sessão independentemente. As estimativas populacionais deste trabalho foram geradas utilizando o pacote oSCR 0.42 (Sutherland et al., 2019) no *software* R versão 3.5.1 (R Core Team, 2018).

Os modelos SECR são modelos hierárquicos que definem um modelo espacial de distribuição dos centros de atividade dos animais, e um modelo de observação relacionando a probabilidade de detecção de um indivíduo, em uma armadilha particular, à distância do centro de atividade desse indivíduo (Efford, 2004). Os modelos SECR estimam três parâmetros: a taxa de encontro (g_0) que representa a probabilidade de detecção no centroíde do centro potencial de atividade; sigma (σ)- um parâmetro escalar de movimento, que permite realizar inferências sobre áreas de uso dos animais registrados, mas que não deve ser comparado diretamente como medidas de áreas de vida; and a densidade (D) que é o número de indivíduos/100km² (Efford and Schofield 2020).

Modelos SECR requerem a definição do “state space”, que consiste em uma área incluindo o “grid” de amostragem mais um “buffer” que tem que ser grande o suficiente para incluir os centros de atividade de animais expostos ao “grid” amostral. A Para este estudo foi utilizado um buffer de 30 km, correspondendo a um “state space” de 7090 a 8494 km² dependendo do ano de amostragem. Essa variação na área é proveniente de diferenças no “grid” de amostragem entre os anos.

Os modelos SECR permitem a inserção de covariáveis espaciais e individuais nos parâmetros de detecção (Royle et al., 2014). Considerando essa possibilidade, foram seguidas duas etapas para a definição de covariáveis e posterior obtenção dos parâmetros de detecção e estimativa de abundância. Primeiramente, foi construído um modelo básico (“outbasic”), no qual foi permitido que a densidade variasse entre os anos. Sollmann et al. (2011), já haviam demonstrado a importância das covariáveis sexo e localização (“on/off road”) das armadilhas fotográficas para a probabilidade de detecção de onças-pintadas do PNE, e por isso essas foram inseridas como covariáveis em g_0 (ambas variáveis) e em σ (sexo apenas). O modelo também levou em consideração a diferença de esforço entre as quatro amostragens desse estudo. Posteriormente, um modelo concorrente (“outfull”) contendo todas as covariáveis inseridas no modelo básico e mais

a distância de cada estação amostral de corpos d'água como covariável em g_0 foi gerado para verificar se essa última covariável seria relevante, baseado na informação de que onças-pintadas usam áreas próximas de corpos d'água (Morato et al., 2018), o que significa que a probabilidade de detecção deve ser maior perto de água. Esses dois modelos foram comparados através do Critério de Informação de Akaike – AIC (Burnham & Anderson, 2002). Modelos com os menores valores de AIC são os mais adequados. Na segunda etapa, foram gerados modelos concorrentes em que todas as variações temporais nos parâmetros D , σ e g_0 foram testadas, sempre mantendo as covariáveis selecionadas na primeira etapa. Modelos da segunda etapa também foram comparados através de AIC.

Os modelos também estimam a razão sexual da população, que é expressa como a probabilidade dos indivíduos serem machos.

3. RESULTADOS

Nas quatro amostragens realizadas entre 2008 e 2017 foram obtidos 244 registros (fotografias e vídeos) de onças-pintadas adequados para a identificação individual. Foram individualizados nove fêmeas, 13 machos e quatro indivíduos de sexo não identificado (Figura 1.4). Em todos os anos amostrados, com exceção de 2008, foi registrado maior número de machos em relação ao de fêmeas (Figura 1.4).

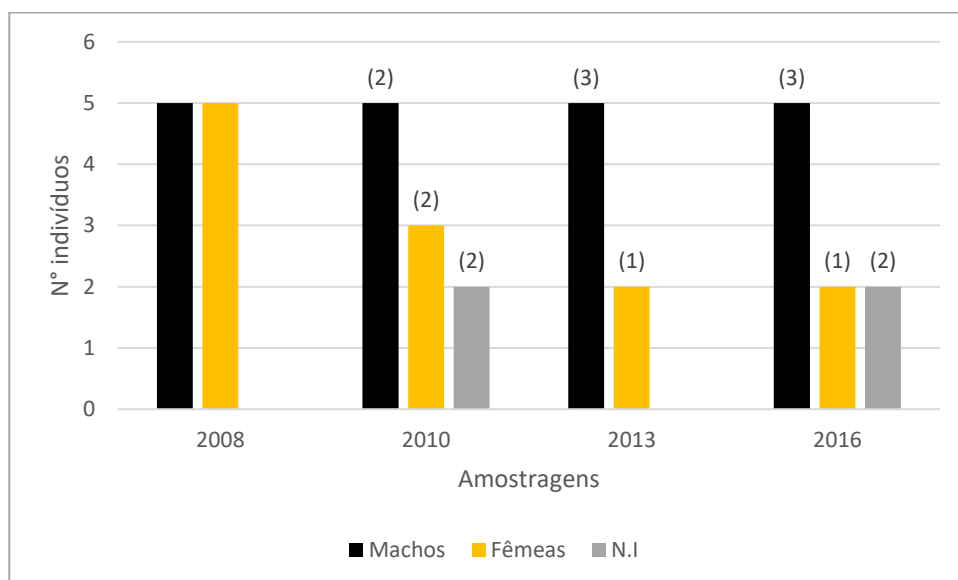


Figura 1.4. Número de onças-pintadas registradas por ano amostrado. Os números entre parênteses indicam a quantidade de novos indivíduos registrados na população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas.

Apesar da opção de não incluir filhotes na análise de densidade, na amostragem de 2016, foram registrados dois indivíduos jovens (estima-se possuírem um ano de idade), filhotes da fêmea 29. Contudo, os registros desses indivíduos não permitiram que a identificação de sexo fosse realizada. Ainda no ano de 2016, obteve-se o primeiro registro de uma onça-pintada melânica no PNE, um macho adulto.

O modelo SECR em que as covariáveis esforço, sexo, localização da armadilha (“on/off road”) e distância de corpos d’água à armadilha estão incluídas (modelo “outfull”) mostrou-se mais adequado, por ter um ΔAIC muito mais baixo do que o modelo que possui as mesmas covariáveis, com exceção da distância de corpos d’água (modelo “outbasic”) (Tabela 1.2). A partir desse modelo selecionado, definiu-se quais covariáveis seriam utilizadas em modelos concorrentes para a estimativa de densidade e o modelo que mostrou maior adequabilidade para a população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas foi o que não apresentou variação temporal, ou seja, os parâmetros de distribuição e a densidade mantiveram-se constantes entre as amostragens analisadas (modelo “outDconst”) (Tabela 1.2). A densidade populacional estimada foi de 2,12 indivíduos/ 100 km² para cada ano amostrado (Tabela 1.3).

Tabela 1.2. Resultados gerados para os modelos espaciais de captura-recaptura colocados em concorrência para definição de covariáveis relevantes na detectabilidade (Primeira etapa) e estimativa de densidade e dos parâmetros de distribuição da população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas (Segunda etapa).

Primeira etapa		
Modelo	AIC	ΔAIC
outfull (D ~session, p0 ~1+offset(ndays)+road+d.river+sex, sig ~1+sex)	1278,66	0
outbasic (D ~session, p0 ~1+offset(ndays)+road+sex, sig ~1+sex)	1308,03	29,37
Segunda etapa		
Modelo	AIC	ΔAIC
outDconst (D ~1, p0 ~1+offset(ndays)+road+d.river+sex, sig ~1+sex)	1273,02	0
outgsession(D ~1, p0 ~1+offset(ndays)+road+d.river+sex+session, sig ~1+sex)	1274,43	1,42
outSigsession (D ~1, p0 ~1+offset(ndays)+road+d.river+sex, sig~1+sex+session)	1276,23	3,22
outDandgsession (D ~1+session, p0~1+offset(ndays)+road+d.river+sex+session, sig~1+sex)	1277,34	4,32
outpandSigsession (D ~1, p0 ~1+offset(ndays)+road+d.river+sex+session,sig~1+sex+session)	1277,80	4,78
outfull (D ~session, p0 ~1+offset(ndays)+road+d.river+sex, sig ~1+sex)	1278,66	5,65
outAllSession (D~1+session,p0~1+offset(ndays)+road+d.river+sex+session, sig~1+sex+session)	1279,44	6,42
outDandSigsession (D~1+session,p0~1+offset(ndays)+road+d.river+sex+, sig~1+sex+session)	1281,05	8,04

A probabilidade de detecção em estradas, estimada pelo modelo SECR mais adequado, foi de $0,02 \pm 0,003$ detecções por dia de amostragem em uma dada armadilha

fotográfica para machos, e esse valor é duas vezes maior do encontrado para fêmeas ($0,01 \pm 0,002$) (Tabela 1.3). A taxa de encontro de onças-pintadas nas estradas foi 10 vezes maior do que fora (Tabela 1.3). O parâmetro de movimento (σ) também foi maior para machos ($11194,56 \pm 643,39$) em relação às fêmeas ($9433 \pm 987,54$) (Tabela 1.3). A razão sexual dessa população, medida como a probabilidade de um animal da população ser macho, foi de 42% ($\pi = 0,42 \pm 0,11$) (Tabela 1.3), e o resultado encontrado não difere da proporção de 1macho:1fêmea ($\chi^2 = 1,14$; gl= 1; p= 0,29).

Tabela 1.3. Estimativas dos parâmetros de distribuição sexo-específicos provenientes de modelos espaciais de captura-recaptura (SECR) para a população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas. σ = parâmetro de movimento (km); $g0_{on}$ = taxa de encontro baseada em armadilhas localizadas nas estradas (dias de amostragem⁻¹); $g0_{off}$ = taxa de encontro baseada em armadilhas localizadas fora das estradas (dias de amostragem⁻¹); π = razão sexual expressa como a probabilidade de ser macho; D = densidade de onças-pintadas (indivíduos/100km²); Ntotal= número de indivíduos nos 1320km² do Parque Nacional das Emas.

Parâmetros	Unidades	Média	SE	IC (95%)
σ macho	Km	11194,56	643,39	9996,7-12535,9
σ fêmea	Km	9433,54	987,54	7683,6-11582,0
$g0_{on}$ macho	Detecções.dia de amostragem ⁻¹	0,02	0,003	0,013-0,024
$g0_{on}$ fêmea	Detecções.dia de amostragem ⁻¹	0,01	0,002	0,007-0,015
$g0_{off}$ macho	Detecções.dia de amostragem ⁻¹	0,005	0,001	0,003-0,008
$g0_{off}$ fêmea	Detecções.dia de amostragem ⁻¹	0,002	0,001	0,001-0,005
$b(g0)$ d.river	-	-0,339	0,065	-0,466- -0,211
π	-	0,42	0,11	0,231-0,634
D total	Indivíduos/100km ²	2,12	0,49	1,343-3,331
D macho	Indivíduos/100km ²	0,89	0,24	0,525-1,496
D fêmea	Indivíduos/100km ²	1,23	0,43	0,615-2,458
N total	-	27,92	6,47	17,73-43,97

Para a análise de sobrevivência de onças-pintadas no PNE, que considerou registros de 16 anos de amostragens (2001 a 2017), foram identificados 34 indivíduos: 15 machos, nove fêmeas e 10 indivíduos não tiveram sexo identificado (Figura 1.5). Analisando-se os registros de ocorrência das onças-pintadas por ano de amostragem, verificou-se que os maiores períodos de sobrevivência no PNE foram de 12 e 11 anos para fêmeas, e em seguida aparecem três machos registrados por períodos de 10 anos (Figura 1.5). Percebe-se que a população de onças-pintadas do PNE, apesar de pequena, encontra-se estratificada em diferentes faixas etárias, sendo composta por filhotes, juvenis e indivíduos adultos (Figura 1.5).

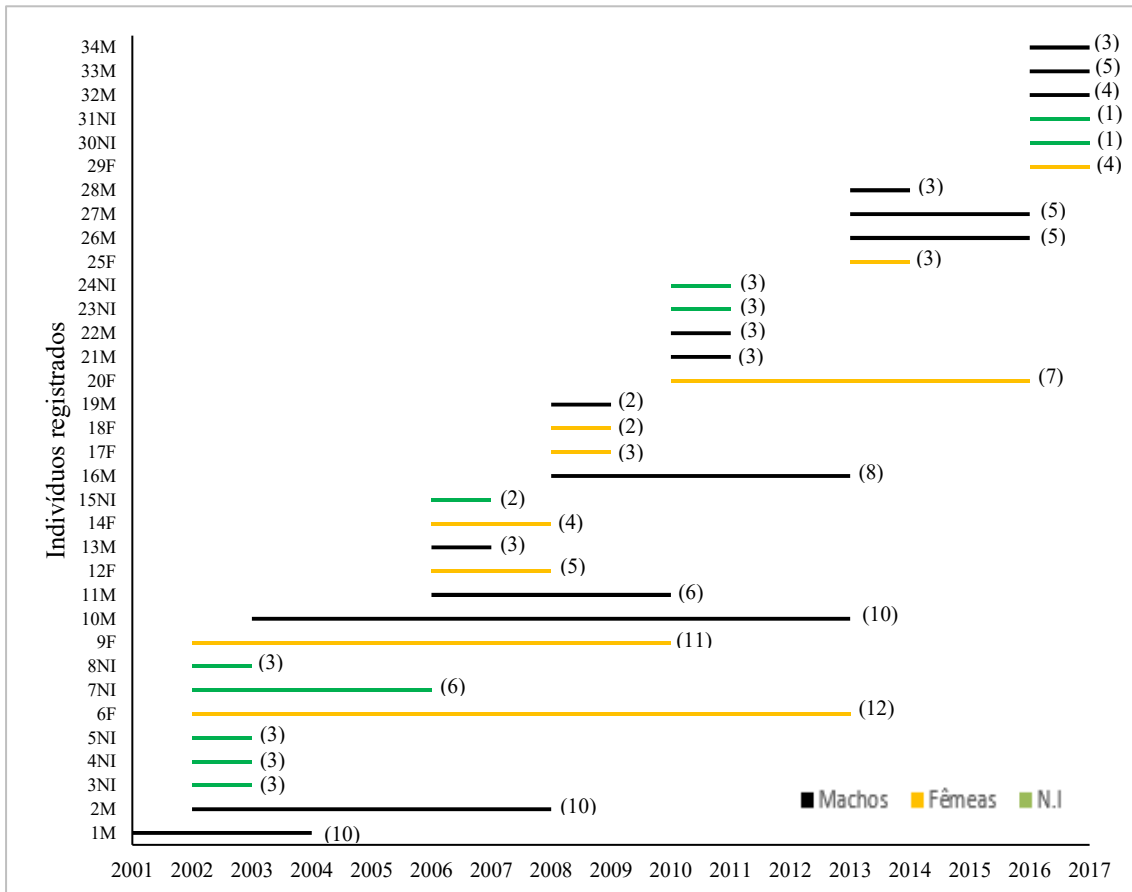


Figura 1.5. Sobrevivência das onças-pintadas registradas no Parque Nacional das Emas no período de 2001 a 2017. As barras indicam o período que os animais foram registrados em armadilhas fotográficas e os números entre parênteses a estimativa da sobrevivência em anos (soma do período de registro com a idade dos indivíduos no ano de seu primeiro registro). As letras que acompanham o número do indivíduo no eixo y representam o sexo (F= fêmea; M= Macho; NI= sexo não identificado).

4. DISCUSSÃO

Os resultados encontrados neste estudo geram, a partir de um grande conjunto de dados de captura-recaptura utilizando fotografias e vídeos, uma estimativa robusta da densidade de onças-pintadas. As estimativas do estudo indicam que a população de onças-pintadas do PNE esteve estável ao longo dos nove anos avaliados, fato evidenciado não apenas porque o modelo SECR mais adequado eliminou as variações temporais nas estimativas de densidade, mas também porque alguns indivíduos mantiveram-se na população por mais de 10 anos, novos indivíduos foram registrados em todas as amostragens, assim como indivíduos jovens e filhotes, mostrando que ocorreu reprodução da espécie no período estudado.

Sollmann et al. (2011) e Finnegan et al. (2020), utilizando modelos SECR, já haviam realizado estimativas de densidades para as onças-pintadas do PNE, 0,29 ind./100km² no ano de 2008 e 0,16 ind./100km² em 2010, respectivamente. Contudo, para reduzir problemas nas estimativas dos parâmetros de distribuição (g_0 e σ) causados devido ao baixo número de registros em amostragens de períodos mais curtos e gerar uma estimativa de densidade mais robusta (Sollmann et al., 2011; Jedrzejewsky et al., 2017; Petit et al., 2017), o presente estudo agrupou quatro amostragens, incluindo as avaliadas por Sollmann et al. (2011) e Finnegan et al. (2019), em uma estrutura de sessões múltiplas.

Na modelagem deste trabalho inseriu-se a covariável distância de corpos d'água às armadilhas fotográficas, o que causa uma redução nos valores do parâmetro escalar de movimento (σ) para machos e na detectabilidade (g_0) das onças. A influência da covariável distância de corpos d'água na detectabilidade evidencia que grande parte dos registros de onças-pintadas estiveram associados aos cursos d'água no interior do Parque (Rio Jacuba e Rio Formoso), ambientes que possuem uma vegetação mais densa do que a maior parte da área, representada pela fitofisionomia campo, corroborando com Silveira (2004).

Em comparação a estudos realizados em toda a área de distribuição da onça-pintada, a densidade estimada neste trabalho foi similar com as encontradas em ambientes mais secos, como o Chaco Boliviano (2-5 ind./100 km², Maffei et al., 2004; 0,31- 1,82 ind./100 km², Noss et al., 2012) e a Caatinga (2,7 ind./100km², Silveira, 2009). Por outro lado, foi bem menor do que as registradas em florestas tropicais (17,8 ind./100 km², Ramalho, 2013; 7,7 ind./100 km², Jedrzejewski et al., 2017) e planícies inundadas do Pantanal (6,7 ind./100 km², Soisalo; Cavalcanti, 2006), que provavelmente possuem esses altos valores de densidade devido à elevada produtividade do ambiente e grande abundância de presas (Ramalho, 2013). Se comparado à Mata Atlântica (0,2 ind./ 100km², Paviolo et al., 2008, e 0.11 individuals/100 km², Azevedo et al. 2021), um ambiente altamente fragmentado e isolado, a densidade encontrada para o PNE neste estudo foi bem maior.

Neste trabalho, assim como em grande parte de estudos utilizando armadilhas fotográficas com foco na onça-pintada, há registros de um maior número de machos do que de fêmeas (Soisalo & Cavalcanti, 2006; Salom-Pérez et al., 2007; Silveira et al., 2009; Grente, 2017; Srbek-Araujo, 2018). Contudo, os resultados obtidos aqui apontam que na realidade no PNE, isso foi um artefato de detectabilidade proveniente da utilização de armadilhas fotográficas. Fêmeas de onças-pintadas geralmente possuem menores áreas

de uso e conseqüentemente, são expostas a menos armadilhas e tendem a ser menos recapturadas (Silveira, 2004; Astete et al., 2008; Morato et al., 2016; Petit et al., 2017; Tobler et al., 2018), além de parecerem apresentar uma tendência menor de caminhar ao longo de estradas (Salom-Pérez et al., 2007; Srbek-Araújo, 2018; Tobler et al., 2018), onde normalmente as armadilhas são instaladas (Silver, 2004). Os parâmetros de distribuição (σ e g_0) registrados neste estudo seguem exatamente a tendência exposta: menor área de uso e detectabilidade para fêmeas, e menor detectabilidade fora das estradas, independentemente do sexo.

O parâmetro escalar de movimento (σ) encontrados para o PNE é consistente com os padrões espaciais de extensão de área de vida de carnívoros solitários, como a onça-pintada. Gehrt; Fritzell (1998) relatam que fêmeas de muitos carnívoros, por possuírem menores áreas de vida, são dependentes da disponibilidade de recursos, e que por outro lado, machos com áreas maiores, dependem além da disponibilidade de recurso, da distribuição das fêmeas para terem oportunidade de acasalamento, conduzindo a uma sobreposição com várias fêmeas.

Em relação à longevidade para onças-pintadas de vida livre, a literatura apresenta a longevidade máxima variando de 12 a 15 anos (Desdie et al., 2013) e os resultados encontrados no PNE mostraram duas fêmeas nessa faixa de idade, embora machos maduros (acima de cinco anos) também estejam presentes nessa população. Estudos avaliando a sobrevivência de onças-pintadas (Ramalho, 2013; Petit et al., 2017) têm discutido que fêmeas tendem a viver mais por adotarem comportamentos que lhe garantam sobreviver para cuidar dos filhotes e que machos por se deslocarem mais em busca de recursos alimentares e reprodutivos acabam tendo maior probabilidade de morrerem mais jovens. No entanto, a razão sexual encontrada aponta que apesar do PNE possuir maior número de fêmeas em relação a machos, não ocorreu desvio da proporção de 1 para 1, o que pode estar relacionado a uma taxa de sobrevivência equivalente para machos e fêmeas de onças-pintadas do PNE.

Mesmo que esse trabalho represente um dos maiores esforços amostrais em pesquisas com flutuações de parâmetros populacionais de onças-pintadas em toda a sua área de distribuição, a continuidade do programa de monitoramento é fundamental para que padrões ou tendências populacionais sejam confirmados (Harmsen et al., 2017), principalmente porque estudos avaliando a viabilidade dessa população apontaram que ela não é viável em longo prazo sem que ocorra imigração (Sollmann et al., 2008; Finnegan et al., 2020). Além disso, o Parque se encontra inserido em uma paisagem

antropizada e existe a tendência global de declínio para a maior parte das espécies de felinos, incluindo a onça-pintada (IUCN, 2017, De La Torre et al., 2018).

Apesar da onça-pintada apresentar plasticidade comportamental em relação a fatores antropogênicos (Thompson et al., 2021), sua permanência em longo prazo numa área está diretamente relacionada às abundâncias de suas presas (Silveira, 2004), bem como à qualidade do ambiente em que está inserida (Thornton et al., 2016). Dessa forma, o manejo para essa população deve envolver a proteção das presas potenciais e dos habitats utilizados pela espécie, favorecendo o incremento da possibilidade de dispersão dos animais para outras áreas por meio de corredores. Os esforços da Organização Não Governamental Instituto Onça-Pintada para a implementação do Corredor de Biodiversidade do Rio Araguaia representam uma tentativa importante de se evitar que a população de onças-pintadas do PNE se torne isolada e mais propensa a fatores estocásticos que aumentem a sua probabilidade de extinção (Silveira et al., 2014). Ressalta-se aqui, a importância de se obter mais informações sobre a habilidade das onças-pintadas em utilizar paisagens fragmentadas, visto que já foi mostrado que o PNE sozinho não garante o futuro da onça-pintada (Sollmann et al., 2008; Finnegan et al., 2020).

A estabilidade populacional registrada no período avaliado gera evidências da importância do PNE para a conservação local da onça-pintada. Assim, existe a necessidade do desenvolvimento de estratégias de manejo para essa população, no sentido de evitar que devido a pressões antrópicas em seu entorno ou a fatores estocásticos essa população venha a declinar. Os dados apresentados aqui representam um passo importante para o melhor entendimento da ecologia das onças-pintadas e demonstram a importância de estudos mais longos para a geração de informações cruciais para a conservação local da espécie. Considera-se que este estudo gera um embasamento para pesquisas futuras sobre dinâmicas populacionais de onças-pintadas no Parque Nacional das Emas e para outras regiões de Cerrado que abrigam populações dessa espécie.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agência Rural- Agência Goiana de Desenvolvimento Rural e Fundiário. 2003. Diagnóstico agroambiental do entorno do Parque Nacional das Emas. Primeira fase: pedologia, aptidão agrícola e uso atual das terras. Disponível em: <<http://www.sieg.go.gov.br/downloads/EmasTextoSIEG.pdf>>. Acesso em: 20 mai 18.

Astete, S.; Sollmann, R.; Silveira, L. 2008. Comparative Ecology of Jaguars in Brazil. *Cat News Special Issue 4*, pp. 9–14.

Azevedo, F.C.C.; Pasa, J.B.; Arrais, R.C.; Massara, R.L.; Widmer, C.E. 2022. Density and habitat use of the last jaguar populations of the Brazilian Atlantic Forest: is there still hope? *Ecol Evol* 12:e8487. <https://doi.org/10.1002/ece3.8487>.
<https://doi.org/10.1002/ece3.8487>

Balme, G.A.; Hunter, L.T.B.; Slotow, R. 2009. Evaluating methods for counting cryptic carnivores. *Journal Wildlife Management*, 73: 433-441. <https://doi.org/10.2193/2007-368>

Brodie, J.F. 2009. Is research effort allocated efficiently for conservation? Felidae as a global case study. *Biodiversity Conservation*: 18: 433-441. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9617-3>

Burnham, K.P.; Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretical approach. Springer Verlag.

Cavalcanti, S.M.C.; Azevedo, F.C.C.; Tomás, W.M.; Boulhosa, R.L.P.; Crawshaw, Jr, P.G. 2012. The status of the jaguar in the Pantanal. *Cat News Special Issue*, 7: 29-34.

Cooley, H.S.; Wielgus, R.B.; Koehler, G.; Maletzke, B. 2009. Source populations in carnivore management: cougar demography and emigration in a lightly hunted population. *Animal Conservation*, 12:321–328. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2009.00256.x>

De La Torre, J.A.; González_Maya, J.F.; Zarza, H.; Ceballos, G.; Medellín, R. A. 2018. The jaguar's spots are darker than they appear: assessing the global conservation status of the jaguar *Panthera onca*. *Oryx*, 52(2): 300-315. <https://doi.org/10.1017/S0030605316001046>

Desdiz, A. et al. 2013. Plano de ação nacional para a conservação da onça-pintada. De Paula, R.C.; Desdiz, A.; Cavalcanti, S. (orgs.). Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio.

Efford, M., 2004. Density estimation in live-trapping studies. *Oikos* 10, 598–610. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2004.13043.x>

Efford, M. 2018. Secr 3.1- spatially explicit capture-recapture in R. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/secr/vignettes/secr-overview.pdf>>. Acesso em: 13-mar-2018.

Efford, M. 2019. Multi-session models in secr 3.2. Disponível em: <<https://www.otago.ac.nz/density/pdfs/secr-multisession.pdf>>. Acesso em: 08-mar-19.

Finnegan, S.P.; Galvez-Bravo, L.; Silveira, L.; Tôrres, N.M.; Jácomo, A.T.A.; Alves, G.B.; Dalerum, F. 2020. Reserve size, dispersal and population viability of wide-ranging carnivores: the case of jaguars in Emas National Park, Brazil. *Animal Conservation*, 24(1). <https://doi.org/10.1111/acv.12608>

Gardner, B.; Reppucci, J.; Lucherini, M. Royle, A. 2010. Spatially explicit inference for open populations: estimating demographic parameters from camera-trap studies. *Ecology*, 91(11): 3376-3383.

Gardner, B.; Royle, J.A.; Wegan, M.T.; Rainbolt, R.; Curtis, P., 2010b. Estimating black bear density using DNA data from hair snares. *Journal Wildlife Manage* 74: 318–325. <https://doi.org/10.2193/2009-101>

Gerth, S.D.; Fritzell, E.K. 1998. Resource distribution, female home range dispersion and male spatial interactions: group structure in a solitary carnivore. *Animal Behaviour*, 55:1211-1227. <https://doi.org/10.1006/anbe.1997.0657>

Giozza, T.P.; Jácomo, A.T.D.A.; Silveira, L.; Mundim, N. 2017. Abundância relativa de mamíferos de médio e grande porte na região do Parque Nacional das Emas-GO. *Revista Brasileira de Zootecias* 18(3):71–87. <https://doi.org/10.34019/2596-3325.2017.v18.24671>

Grente, O. 2017. Density variations of a jaguar population in Belize during long-term monitoring by câmera-trapping: the influence of statistical models and home range size. 2017. Tese de mestrado. University of the French West Indies, Guadeloupe, França.

Harmsen, B.J.; Foster, R.J.; Sanchez, E.; Gutierrez-González, C.E.; Silver, S.; Ostro, L.E.T.; Kelly, M.J.; Kay, E.; Quigley, H. 2017. Long term monitoring of jaguar in the Cockscomb Basin Wildlife Sanctuary, Belize; implications for câmera trap studies of carnivores. *Plos One*, 12(6): e0179505. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0179505>

Hoogesteijn, R.; Mondolfi, E. 1996. Body mass and skull measurements in four jaguar populations and observations on their prey base (Monograph). University of Florida, Gainesville, EUA.

IBGE, 2017. Produção agrícola- lavoura temporária. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/mineiros/pesquisa/14/0>>. Acesso em: 20- abr-2019.

Jędrzejewski, W.; Puerto, M.F.; Goldberg, J.F.; Hebblewhite, M.; Abarca, M.; Gamarra, G.; Calderón, L.E.; Romero, J.F.; Vilorio, Á.L.; Carreño, R.; Robinson, H.S.; Lampo, M.; Boede, E.O.; Biganzol, A.; Stachowicz, I.; Velásquez, G.; Schmidt, K. 2017. Density and population structure of the jaguar (*Panthera onca*) in a protected area of Los Llanos, Venezuela, from 1 year of camera trap monitoring. *Mammal Research*, 62:9–19. <https://doi.org/10.1007/s13364-016-0300-2>

Karanth, K.U., 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture–recapture models. *Biological Conservation*, 71: 333–338. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(94\)00057-W](https://doi.org/10.1016/0006-3207(94)00057-W)

Karanth, K.U., Chellam, R., 2009. Carnivore conservation at the crossroads. *Oryx*, 43: 1–2. <https://doi.org/10.1017/S003060530843106X>

Karanth, K.U.; Nichols, J.D. 1998. Estimating tiger (*Panthera tigris*) populations from camera-trap data using capture-recaptures. *Ecology*, 79:2852-2862. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2852:EOTDII\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2852:EOTDII]2.0.CO;2)

Karanth, K.U.; Nichols, J.D.; Kumar, N.S.; Hines, J.E. 2006. Assessing tiger population dynamics using photographic capture–recapture sampling. *Ecology*, 87: 2925–2937. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2006\)87\[2925:ATPDUP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2006)87[2925:ATPDUP]2.0.CO;2)

Krebs, C.J. 2001. *Ecology*. In: *The experimental analysis of distribution and abundance*. Benjamin Cummings- Addison Wesley Longman Inc, San Francisco, 801 p.

IBDF/FBCN. 1981. Management Plan of Emas National Park (PNE) – Brazil. Brazil: IBDF/FBCN.

Issa, L.M. 2017. Ocupação de predadores topo de cadeia e de suas presas em uma paisagem heterogênea no cerrado. Dissertação. Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, UFU, Uberlândia, MG, 2017.

IUCN. 2017. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. <www.iucnredlist.org> Acesso em: 20-fev-18.

Maffei, L.; Noss, A.J.; Silver, S.C.; Kelly, M. 2011. Abundance/Density case study: jaguars in the Americas. In: O’Connell, A.F.; Nichols, J.D.; Karanth, U.K. (Eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Pp: 119-144. https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4_8

Marchini, S.; Luciano, R. 2009. Guia de convivência gente e onças. Editora Amazonarium Ltda. Alta Floresta, MT, Brasil.

MMA- Ministério do Meio Ambiente. 2016. O bioma Cerrado. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em: 10-mai-18.

Moraes Jr., E.A. Cerrado. In: Desdiez, A. et al. 2013. Plano de ação nacional para a conservação da onça-pintada. De Paula, R.C.; Desdiez, A.; Cavalcanti, S. (orgs.). Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio.

Morato, R.; Stabach, J.A.; Fleming, C.H.; Calabrese, J.M.; De Paula, R.C.; Ferraz, K.M.P.; Kantek, D.L.Z.; Miyazaki, S.S.; Pereira, T.D.C.; Araujo, G.R.; Paviolo, A.; De Angelo, C.; Di Bitetti, M.S.; Cruz, P.; Lima, F.; Cullen, L.; Sana, D.A.; Ramalho, E.E.; Carvalho, M.M.; Soares, F.H.S.; Zimbres, B.; Silva, M.X.; Moraes, M.D.F.; Vogliotti, A.; May, J.A.; Haberfeld, M.; Rampim, L.; Sartorello, L.; Riberio, M.C.; Leimgruber, P. 2016. Space use and movement of a Neotropical top predator: the endangered jaguar. *Plos One*: 11(12): e0168176. doi:10.1371/journal.pone.0168176. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168176>

Morato, R.G.; Beisiegel, B.D.M.; Ramalho, E.E.R.; Campos, C.B.; Boulhosa, R.L.P. 2013. Avaliação do risco de extinção da onça-pintada (*Panthera onca*, Linnaeus, 1758) no Brasil. In: Avaliação do estado de Conservação dos Carnívoros (eds Beisiegel, B.; Morato, R.; Paula, R.; Morato, R.L.). ICMBIO, Brasília, Brazil. pp. 122–132.

Moruzzi, T.L.; Fuller, T.K.; De Graaf, R.M.; Brooks, R.T.; Li, W. 2002. Assessing remotely triggered cameras for surveying carnivore distribution. *Wildlife Society Bulletin*, 30: 380-386. <https://doi.org/10.2307/3784494>

- O'Connell, A.F.; Nichols, J.D.; Karanth, U.K. 2011. Evolution of camera trapping. In: O'Connell, A.F.; Nichols, J.D.; Karanth, U.K. (Eds.). Camera traps in animal ecology: methods and analyses. pp- 1-8. <https://doi.org/10.1007/978-4-431-99495-4>
- Oliveira, T.G.; Ramalho, E.E.; Paula, R.C. 2012. Red List assessment of the jaguar in Brazilian Amazonia. *Cat News Special Issue*, 7: 8-13.
- Pardo, J.M.; Paviolo, A.; Saura, S.; De Angelo, C. 2017. Halting the isolation of jaguars: where to act locally to sustain connectivity in their southernmost population. *Animal Conservation*, 20 (6): 543-554. <https://doi.org/10.1111/acv.12354>
- Paviolo, A.; De Angelo, C.D.; Di Blanco, Y.E.; Di Bitetti, M.S. 2008. Jaguar *Panthera onca* population decline in the Upper Paraná Atlantic Forest of Argentina and Brazil. *Oryx* 42: 554-561. <https://doi.org/10.1017/S0030605308000641>
- Paviolo, A.; De Angelo, C.D.; Ferraz, K.M.P.M.B.; Morato, R.; Pardo, J.M.; Srbe-Araujo, A.C. et al., 2016. A biodiversity hotspot without its top predator? The challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. *Scientific Reports* 6: 1-16. <https://doi.org/10.1038/srep37147>
- Plano De Manejo Do Parque Nacional Das Emas. 2004. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis- IBAMA; Fundação Centro Brasileiro de Referência e Apoio Cultural- CEBRAC. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/imgs-unidades-coservacao/parna_emas.pdf>
- Penido, G.; Astete, S.; Furtado, M.M.; Jácomo, A.T.A.; Sollmann, R.; Torres, N.; Silveira, L.; Marinho-Filho, J. 2016. Density of ocelots in a semiarid environment in northeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 16 (4): e20160168. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0168>
- Petit, M.; Denis, T.; Rux, O.; Richard-Hansen, C.; Berzins, R. 2017. Estimating jaguar (*Panthera onca*) density in a preserved coastal area of French Guiana. *Mammalia*, 82(2): 188-192. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2016-0150>
- Portugal, M.P.; Morato, R.; Ferraz, K.M.P.M.B.; Rodrigues, F.H.; Jacobi, C.M. 2019. Priority areas for jaguar *Panthera onca* conservation in the Cerrado. *Oryx* 1-12. doi:10.1017/S0030605318000972. <https://doi.org/10.1017/S0030605318000972>
- Quigley, H.; Foster, R.; Petracca, L.; Payan, E.; Salom, R.; Harmsen, B. 2017. *Panthera onca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T15953A50658693. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T15953A50658693.en>. Download em: 06-mai -2018. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T15953A50658693.en>
- R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ramalho, E.E. Jaguar (*Panthera onca*) population dynamics, feeding ecology, human induced mortality, and conservation in the várzea floodplain forests of Amazonia. 2013. Tese de doutorado, University of Florida.

- Rabinowitz, A. R.; Nottingham, B. G. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central- America. *Journal of Zoology*, 210:149-159. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1986.tb03627.x>
- Royle, J.A.; Chandler, R.B.; Sollmann, R.; Gardner, B. Spatial capture-recapture. 2014. 1° ed, Academic Press, Waltham. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-405939-9.00005-0>
- Royle, J.A.; Fuller, A.K.; Sutherland, C. 2018. Unifying population and landscape ecology with spatial capture-recapture. *Ecography*. 41: 444-456. <https://doi.org/10.1111/ecog.03170>
- Salom-Pérez, R.; Carrillo, E.; Sáenz, J.C.; Mora, M. 2007. Critical condition of the jaguar *Panthera onca* population in Corcovado National Park, Costa Rica. *Oryx* 41, 51–56. <https://doi.org/10.1017/S0030605307001615>
- Sandell, M. 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. In: Gittleman, J.L. ed. *Carnivore behaviour, ecology and evolution*. Chapman and Hall Ltd, London, pp. 164-182. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-4716-4_7
- Sanderson, E.W.; Redford, K.H.; Chetkiewicz, C.L.B.; Medellin, R.A.; Rabinowitz, A.R.; Robinson, J.G. 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology*, 16: 58-72. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.00352.x>
- Silver, S.C. 2004. Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras. *Wildlife Conservation Society*. 25p.
- Silveira, L. 2004. *Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (Panthera onca) e onça-parda (Puma concolor), no Cerrado e Pantanal*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, Brasília, Brasil.
- Silveira, L. Jácomo, A.T.A. 2002. Conservación del jaguar en el centro del Cerrado de Brazil. In: Medellín, R.A.; Equihua, C.; Chetkiewicz, C.L.B. et al. (eds.). *El jaguar em El Nuevo Milenio*. Universidad Nacional Autónoma de México, Wildlife Conservation Society, Mexico, New York, pp. 437-450.
- Silveira, L.; Jácomo, A.T.A.; Astete, S.; Sollmann, R.; Tôrres, N.M.; Furtado, M.M.; Marinho-Filho, J. 2009. Density of the near threatened jaguar *Panthera onca* in the Caatinga of northeastern, Brazil. *Oryx* 44(1): 104–109. <https://doi.org/10.1017/S0030605309990433>
- Silveira, L.; Sollmann, R.; Jácomo, A.T.A.; Diniz-Filho, J.A.F.; Tôrres, N.M. 2014. The potential for large-scale wildlife corridors between protected areas in Brazil using the jaguar as a model species. *Landscape Ecology*, 29: 1213–1223. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0057-4>
- Srbek-Araujo, A.C. 2018. Do female jaguars (*Panthera onca* Linnaeus, 1758) deliberately avoid camera traps? *Mammalian Biology*, 88: 26-30. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2017.11.001>
- Srbek-Araujo, A.C.; Chiarello, A.C. 2016. Population status of the jaguar *Panthera onca* in one of its last strongholds in the Atlantic Forest. *Oryx* 51(2):246–253. <https://doi.org/10.1017/S0030605315001222>

Sollmann, R.; Tôrres, N.M.; Silveira, L. 2008. Jaguar conservation in Brazil: the role of protects areas. *Cat News Special Issue*, 4: 15-20.

Sollmann, R.; Furtado, M.M.; Gardner, B.; Hofer, H.; Jácomo, A.T.A.; Tôrres, N.M.; Silveira, L. 2011. Improving density estimates for elusive carnivores: accounting for sex-specific detection and movements using spatial capture-recapture models for jaguars in central Brazil. *Biological Conservation*, 144: 1017–1024. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.011>

Soisalo, M.K.; Cavalcanti, S.M.C. 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using câmera-traps and capture-recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation*, 129: 487-496. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.11.023>

Strassburg, B.B.N.; Brooks, T.; Feltran-Barbieri, R.; Iribarrem, A.; Crouzeilles, R.; Loyola, R. et al. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. *Nature Ecology & Evolution*, 1 (4): 1-3. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>

Sunquist, M.E.; Sunquist, F.C. 2009. Family Felidae (Cats). In: Wilson, D.E.; Mittermeier, R. *Handbook of the Mammals of the World - Volume 1*. Barcelona: Lynx. pp. 54–170.

Sutherland, C.; Royle, J.A.; Linden, D.W. 2019. oSCR: A Spatial Capture-Recapture R Package for Inference about Spatial Ecological Processes. *Ecography* <https://doi.org/10.1111/ecog.04551>

Thornton, D.; Zeller, K.; Rondinini, C.; Boitani, L.; Crooks, K.; Burdett, C.; Rabinowitz, A.; Quigley, H. 2016. Assessing the umbrella value of a range-wide conservation network for jaguars (*Panthera onca*). *Ecological Applications*, 26(4): 1112-1124. <https://doi.org/10.1890/15-0602>

Tobler, M. W.; Powell, G.V.N. 2013. Estimating jaguar densities with camera traps: problems with current designs and recommendations for future studies. *Biological Conservation*, 159: 109- 118. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.009>

Tobler, M.W.; Anleu, R.G.; Carrilo-Percastegui, S.E.; Santizo, G.P.; Polizar, J.; Hartley, A.Z.; Goldstein, I. 2018. Do responsibly managed logging concessions adequately protect jaguars and other large and medium-sized mammals? Two cases studies from Guatemala and Peru. *Biological Conservation*, 220: 245-253. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.02.015>

Trinca, C.T. 2014. Densidade populacional de felídeos e riqueza de mamíferos terrestre no Sul da Amazônia. Tese de Doutorado, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, Brasil.

CAPÍTULO 2

DISPONIBILIDADE DE PRESAS PARA A POPULAÇÃO DE ONÇAS-PINTADAS (*Panthera onca*) EM UMA “UNIDADE DE CONSERVAÇÃO” DO CERRADO BRASILEIRO

AVAILABILITY OF JAGUAR PREY WITHIN A CONSERVATION UNIT IN BRAZILIAN CERRADO

RESUMO

Carnívoros são sensíveis a alterações ambientais, e o conhecimento sobre a disponibilidade de suas presas é um pré-requisito para sua conservação. Nesse sentido, avaliou-se a abundância de espécies de presas preferenciais de onça-pintada no Parque Nacional das Emas (PNE) em um intervalo de nove anos e verificou-se quais variáveis ambientais afetam a ocupação dessas espécies, buscando responder se a disponibilidade de presas para as onças-pintadas está sendo mantida ao longo do tempo. Dados de presença e ausência de nove espécies de presas de onça-pintada (*Tapirus terrestris*, *Ozotocerus bezoarticus*, *Pecari tajacu*, *Tayassu pecari*, *Myrmecophaga tridactyla*, *Dasybus novencinctus*, *Euphractus sexcinctus*, *Cabassous unicinctus* –agrupados como tatus, e *Rhea americana*) foram coletados por armadilhas fotográficas durante quatro amostragens (2008, 2010, 2013 e 2016). Foi estimada a detecção e a abundância média relativa dessas presas com o modelo de ocupação de Royle-Nichols, o qual considera que a heterogeneidade na probabilidade de detecção é oriunda de variações na abundância das espécies. A modelagem mostrou que as porcentagens de formações vegetais abertas (campo e savana) foram as covariáveis mais importantes na estimativa de abundância, o que era esperado devido a predominância desse tipo de habitat no PNE. A presença da onça-pintada apresentou efeito negativo nas estimativas de abundância de anta, queixada, tatus e ema. Os modelos de ocupação mostraram que veado-campeiro e cateto apresentaram redução em suas abundâncias entre os anos de 2008 e 2016, enquanto queixada, tamanduá-bandeira, tatus e ema tiveram um incremento em suas abundâncias. Já a anta teve sua abundância mantida constante. Os resultados demonstraram que a disponibilidade de presas preferenciais de onças-pintadas foi mantida ao longo do tempo e, embora tenha ocorrido redução na abundância de algumas espécies, as que tiveram suas abundâncias aumentadas fornecem recurso alimentar suficiente para a população de onça-pintada que abriga o PNE. Assim, o PNE, ao menos para espécies de mamíferos de médio e grande porte avaliadas, está cumprindo o papel de conservação proposto para as Unidades de Conservação de Proteção Integral, promovendo a estabilidade ou aumento populacional da maioria das espécies avaliadas.

Palavras-chave: Abundancia; Armadilha fotográfica; Modelos de ocupação; Cerrado; Unidades de Conservação.

ABSTRACT

Preserving animals using only conservation units is challenging, since even large reserves may be too small to keep viable populations for some species, and also because these areas are negatively affected by its surroundings. Carnivores are sensitive to environmental alterations, and knowledge on their prey availability is essential if they are to be conserved. This study aimed to determine whether jaguar prey availability in Emas National Park (ENP) has remained stable over time. For this purpose, abundance of prey in the area was recorded in nine years for analysis, and the environmental features affecting prey occupancy were further identified. Presence-absence data of nine jaguar prey species (*Tapirus terrestris*, *Ozotoceros bezoarticus*, *Pecari tajacu*, *Tayassu pecari*, *Myrmecophaga tridactyla*, *Dasypus novemcinctus*, *Euphractus sexcinctus*, *Cabassous unicinctus* – the three last ones grouped into ‘armadillos’ for analyses – and *Rhea americana*) was collected through camera-trapping along four samplings (2008, 2010, 2013 and 2016). Detection and relative abundance of prey were estimated by the Royle-Nichols occupancy model, which considers heterogeneity in detection probability to be caused by variations in species abundance. According to the model, open vegetation habitats (field and savanna) had the greatest relative importance for abundance estimation, which was already expected due to their predominance within ENP. Jaguar presence negatively affected abundance estimates for tapir, white-lipped peccary, armadillos and rhea. Occupancy models showed that pampas deer and white-collared peccary had their abundance reduced between 2008 and 2016, whereas abundance of white-lipped peccary, giant anteater, armadillos and rhea increased. Tapir abundance was constant, despite having fluctuated. These results indicate that although the abundance of some species has been reduced, the increase detected for others sustained prey availability for jaguars through the evaluated time, providing enough food resource for their small population inhabiting the park. All things considered, ENP has fulfilled its conservation role as a full protection unit by promoting population stability or increase for most studied species.

Keywords: Abundance; Camera trap; Occupancy; Cerrado; Conservation units.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o planeta vem passando por severos processos antrópicos, que tem levado a um rápido aumento nos eventos de extinção de espécies (Dirzo et al., 2014; Achard et al., 2014). Avaliações recentes do status de conservação das espécies apresentam resultados alarmantes de declínios em curso (Dirzo et al., 2014; IUCN, 2019), enfatizando a necessidade urgente de informações que subsidiem tomadas de decisões conservacionistas na tentativa de minimizar a perda de biodiversidade (Karanth; Chellam, 2009). Uma estratégia pensada para amenizar esse problema foi a criação de áreas protegidas (Margules; Pressey, 2000). Contudo, conservar animais somente dentro dessas áreas é difícil, visto que mesmo as maiores reservas podem ser pequenas para manter populações viáveis de muitas espécies, além do fato dessas áreas sofrerem efeitos fonte-dreno negativos da região do entorno. Assim, as políticas de conservação das espécies precisam avaliar a relação das áreas protegidas com o entorno, visando desenvolver práticas mais efetivas (Margules; Pressey, 2000; Boyd et al., 2008).

Animais da Ordem Carnívora são espécies sensíveis a alterações ambientais (Morrison et al., 2007), porque precisam de grandes territórios e alta disponibilidade de presas para sobreviver (Ripple et al., 2014). O manejo desses animais tem sido o foco de políticas de conservação porque sua extinção local pode afetar a estrutura dos ecossistemas, gerando efeitos negativos do topo à base da cadeia alimentar e comprometendo serviços ecossistêmicos (Ritchie et al., 2012, Ripple et al., 2014). Grandes carnívoros, por exemplo, podem tanto limitar o crescimento populacional de grandes herbívoros por meio de predação, quanto o de mesocarnívoros pela competição intraguilda, estruturando os ecossistemas por variados caminhos distintos da teia alimentar (Ripple et al., 2013).

Um objetivo central da ecologia é entender como funcionam as relações de consumo entre as espécies e seus recursos e isso pode fornecer informações valiosas para a conservação (Carbone; Pettoelli, 2009). Avanços importantes foram obtidos ao testar previsões da teoria de forrageamento ótimo, porque ela fornece uma base teórica para identificar quais condições afetam a seleção de presas por predadores topo de cadeia. A teoria assume que os comportamentos adotados pelos predadores durante a captura de presas devem depender de um balanço energético entre custos e benefícios (MacArthur; Pianka, 1966). Consequentemente, a seleção de presas também pode depender desse balanço. Assim, os predadores podem selecionar presas que aumentam a quantidade de energia adquirida com o consumo e diminuem a energia gasta envolvidos na localização,

captura e manipulação dessas presas, as quais normalmente são as presas mais abundantes no ambiente (Griffiths, 1975; Stephens; Krebs, 1986). A seleção de presas preferenciais, por sua vez, pode afetar a escolha de habitat para forrageamento dos predadores. Portanto, a investigação da abundância das presas disponíveis em áreas protegidas e o ambiente que elas habitam podem fornecer informações valiosas para o desenvolvimento de práticas mais efetivas de conservação.

O conhecimento acerca dos fatores responsáveis por afetar e regular a distribuição destas espécies de predadores, como a disponibilidade de presas e os requerimentos nutricionais e energéticos da dieta, é um pré-requisito para o desenvolvimento e definição de programas de conservação tanto das espécies alvo quanto dos ecossistemas habitados por elas (Kerr, 1997; Karanth et al., 2004; Sollmann et al., 2013). Um exemplo que demonstra a importância desses conhecimentos é o caso da população de lince-ibérico (*Lynx pardinus*). Esse felino teve sua abundância e distribuição drasticamente reduzidas desde o início do século 20 (Delibes, 1979; Palomares et al., 2011) e chegou a ser classificado como Criticamente Ameaçado pela IUCN em 2002. Palomares et al. (2011) conduziram uma avaliação sobre essa espécie, predizendo que estava propensa à extinção iminente devido à carência de manejo e à baixa abundância de sua principal presa, o coelho-europeu (*Oryctolagus cuniculus*). Por isso, foi iniciado um monitoramento intensivo dos lince, associados a programas de restauração de seu habitat e de sua presa preferencial. A reavaliação populacional do lince-ibérico mostrou que, entre 2002 e 2010, a abundância da espécie havia aumentado, o que comprova a efetividade do plano de manejo colocado em execução (Simón et al., 2012). Atualmente, a espécie é classificada como “Em Perigo” (Rodríguez; Calzada, J. 2015).

A onça-pintada (*Panthera onca*), um dos maiores carnívoros neotropicais, é listada como espécie ameaçada de extinção na categoria “Vulnerável” no território brasileiro (MMA, 2014) e “Quase Ameaçada” em nível global (Quigley et al., 2017). Trata-se de um predador oportunista por consumir presas de acordo com sua disponibilidade (Garla et al., 2001; Weckel et al., 2006; Miranda et al., 2018). Assim, o conhecimento da abundância de suas espécies de presas, bem como suas sobreposições temporais e espaciais, é importante para prever a probabilidade de encontrar esse predador e definir áreas prioritárias para o manejo (Griffiths, 1975).

Mazzoli (2009) relata que, nos Estados de Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Brasil), entre as décadas de 60 e 90, ocorreu o desaparecimento de onças-pintadas. Entre a sequência de fatos que conduziram à eliminação da espécie nesses Estados, estão a caça

por retaliação devido à perda de animais domésticos e à extinção local de presas nativas, como *Tayassu pecari* (queixada), *Pecari tajacu* (cateto) e *Tapirus terrestris* (anta), em decorrência da caça ilegal. Conseqüentemente, essas espécies de presas ficaram restritas a Unidades de Conservação pequenas e isoladas. Assim, é fato que a redução da disponibilidade de presas provoca uma diminuição no tamanho populacional dos predadores e pode conduzir à extinção local desses animais (Karanth; Chellam 2009; Foster et al., 2016; Sandom et al., 2017).

Como a conservação dos carnívoros, e conseqüentemente, da onça-pintada depende da manutenção de seus recursos alimentares, as espécies de presas devem estar incluídas em pesquisas e esforços de conservação desses predadores (Sollmann et al. 2013; Paviolo et al., 2016). É importante que os estudos sejam de longo prazo para possibilitar o entendimento das dinâmicas populacionais (Pitman et al., 2011) e dos impactos das atividades humanas sobre os animais (Brodie et al., 2015). Sabe-se que as espécies de presas podem responder de diferentes formas a alterações ambientais e na disponibilidade de recursos, ou seja, algumas espécies podem tolerar uma grande variação ambiental e se beneficiar da heterogeneidade do ambiente (generalistas de habitat), e outras podem ser mais sensíveis a alterações porque dependem de condições e recursos específicos (especialistas de habitat) (Futuyma; Moreno, 1988; Kassen, 2002). Assim, a distribuição e abundância dessas espécies é dependente da diversidade e das alterações promovidas no ambiente.

No Parque Nacional das Emas, uma Unidade de Conservação do Bioma Cerrado, localizada em uma matriz agrícola, e composta predominantemente de vegetação campestre com manchas de cerrado e matas (Carvalho; Bezerra, 2004), há um monitoramento sistemático para avaliação da população de onças-pintadas (Sollmann et al., 2011; ver cap. 1) e estudos envolvendo as espécies de presas (Silveira, 2004; Vynne et al., 2011; Foster et al., 2013; Jácomo et al., 2013; Sollmann et al., 2012; Sollmann et al., 2013). Contudo, ainda há carência de informações sobre a abundância das espécies de presas preferencias de onça-pintada ao longo do tempo e sobre a eficiência das práticas de conservação adotadas no Parque. De acordo com Carvalho; Bezerra (2004), ocorre, no Parque, caça de animais silvestres, queimadas e a invasão de espécies exóticas. Essas atividades são conflitantes com os objetivos das Unidades de Conservação (SNUC, 2000). Dessa forma, é necessário o monitoramento de espécies de presas da onça-pintada, buscando compreender se há uma redução da abundância das espécies de presas no

Parque Nacional das Emas ao ponto de representar um problema real para a conservação desse predador.

Pensando-se nas ameaças que essas espécies estão propensas, é esperado que espécies de presas especialistas de habitat, como veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*) e emas (*Rhea americana*), terão suas abundâncias reduzidas ao longo do tempo, por serem mais sensíveis a alterações ambientais no entorno do Parque Nacional das Emas, enquanto algumas espécies generalistas poderão ter um incremento em suas abundâncias, por poderem utilizar recursos encontrados fora dos limites do Parque. Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar a abundância das presas preferenciais de onça-pintada ao longo de nove anos de estudo no Parque Nacional das Emas e verificar quais variáveis ambientais afetam a ocupação dessas espécies. Com isso, é possível avaliar se a disponibilidade de presas no Parque é adequada para a manutenção da população das onças-pintadas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi desenvolvido no Parque Nacional das Emas - PNE, uma Unidade de Conservação de Proteção Integral do Bioma Cerrado, localizada no sudoeste de Goiás. O Parque (18°19'S, 52°45'O) possui uma área de 132.000 hectares e protege grandes extensões de campo, intercaladas com pequenas áreas de Cerrado sentido restrito, veredas e florestas ripárias (Figura 2.1). O clima da região possui duas estações bem definidas e é caracterizado por um inverno frio e seco (abril a setembro) e um verão chuvoso (outubro a março), quando a média pluviométrica chega a 1500 mm (IBDF/FBCN, 1981).

O PNE está situado em uma das regiões agrícolas mais produtivas do país (IBGE, 2017), onde monoculturas de soja, milho e cana-de-açúcar dominam a paisagem. O PNE possui sua porção oeste margeada pela rodovia GO-341, por onde ocorre o escoamento da produção agrícola da região. O Parque funciona como um refúgio para muitas espécies ameaçadas de extinção, como a onça-pintada, o lobo-guará, o cachorro-vinagre, a anta, o veado-campeiro, o tatu-canastra (Rodrigues et al., 2002; Silveira, 2004; Giozza et al., 2017), dentre outros vertebrados (Carvalho; De Bezerra, 2004). Contudo, a configuração da paisagem em que o PNE está inserido (fragmentada e, conseqüentemente, isolada de

outras grandes áreas naturais) pode representar uma ameaça para a conservação local da fauna silvestre (Silveira, 2004; Vynne et al., 2011).

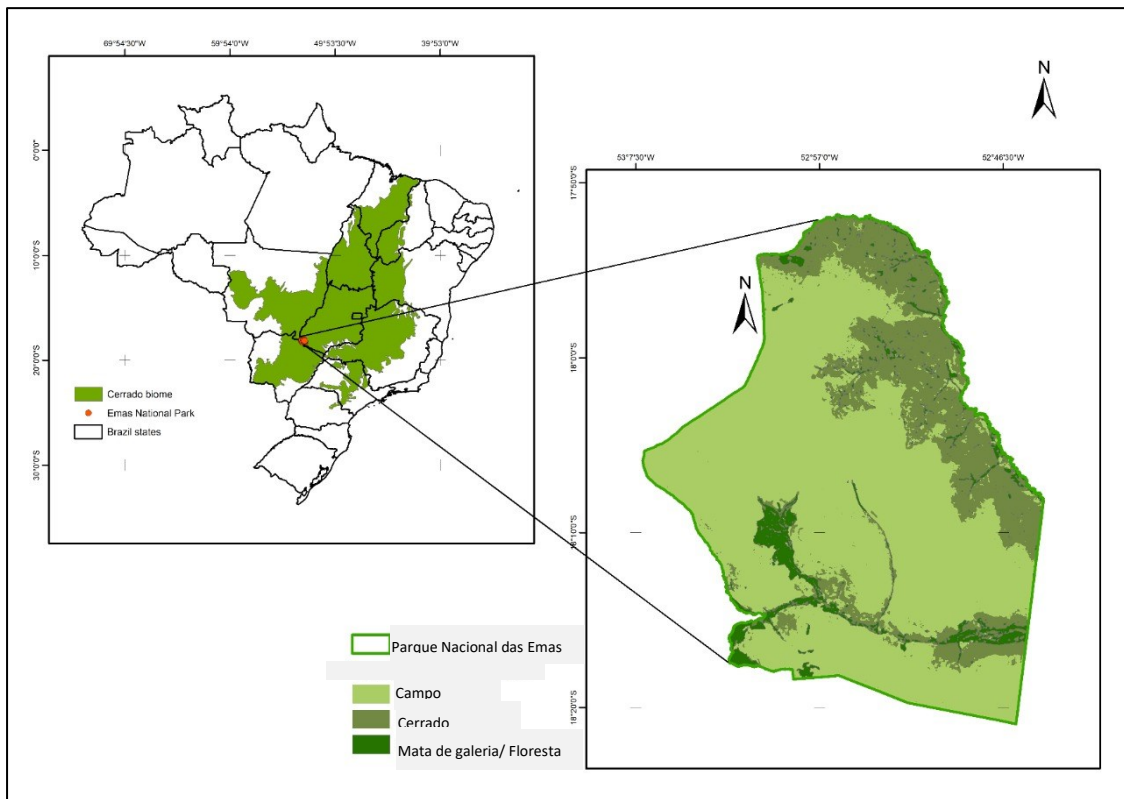


Figura 2.1. Localização e composição vegetal do Parque Nacional das Emas. Base cartográfica: MMA, 2013.

2.2. Coleta de dados

2.2.1 Registros das espécies

Foram realizadas quatro amostragens de campo, por meio das quais foi possível obter informações sobre a detecção de onças-pintadas e suas presas, referentes aos anos de 2008, 2010, 2013 e 2016, correspondendo a um intervalo de nove anos. A união dessas informações possibilitou avaliar a abundância das presas da onça-pintada de forma comparativa entre os anos amostrados.

As informações foram coletadas por meio de armadilhas fotográficas instaladas no interior do PNE (Tabela 2.1). O desenho amostral foi baseado na amostragem de 2008, na qual as estações de armadilhas fotográficas foram instaladas para o monitoramento de onças-pintadas e suas presas, mantendo uma distância mínima de 3,5 km entre estações de armadilhas vizinhas. Essa distância entre as estações é baseada na menor área de vida

registrada para onças-pintadas (Rabinowitz; Nottingham, 1986). Com o decorrer dos anos, as armadilhas fotográficas passaram a ser instaladas somente nas estradas, já que estudos apontaram que há maior frequência de registros da fauna em estradas do que fora delas (Sollmann, 2011; Di Bitetti et al., 2014), além de limitações logísticas e financeiras (Figura 2.2). Em todos os anos, foi mantida a distância média de 3,5 km entre as estações de armadilhas fotográficas. Cada estação consiste no conjunto de duas armadilhas fotográficas dispostas uma de frente para a outra com um deslocamento lateral de aproximadamente 30 cm para evitar a interferência do flash e registrar ambos os lados da onça-pintada, facilitando a sua identificação.

Tabela 2.1. Período de amostragem para o monitoramento de onças-pintadas e suas presas, número de estações de armadilhamento fotográfico e esforço amostral, expresso em armadilhas/dia, em cada ano amostrado no Parque Nacional das Emas e em seu entorno.

Local	Amostragem	Período	Nº de estações de armadilhas fotográficas	Esforço amostral*
	2008	março - maio	119	9753
	2010	abril - junho	110	6991
PNE	2013	julho - outubro	78	6399
	2016-2017	outubro/16- fevereiro/17	70	5915
	Total		378	29058

* Nos valores de esforço amostral já foram descontados os dias de mal funcionamento das armadilhas fotográficas.

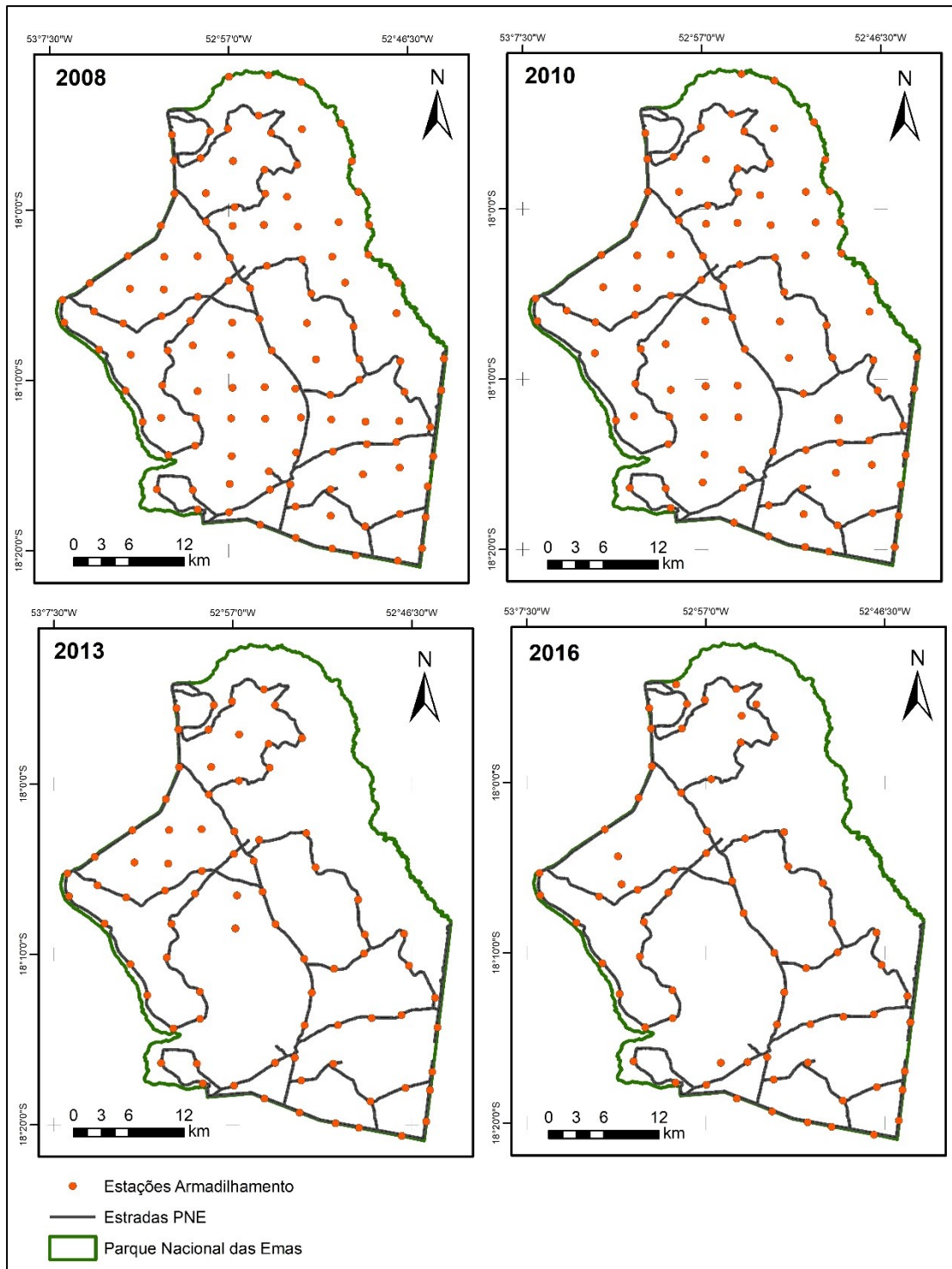


Figura 2.2. Localização das estações com armadilhas fotográficas instaladas no Parque Nacional das Emas em 2008, 2010, 2013 e 2016-2017 para o levantamento de dados de ocorrência de onças-pintadas e suas presas.

As armadilhas fotográficas foram instaladas em troncos de árvores ou estacas de madeira a aproximadamente 40-50 cm do solo, em uma angulação ideal para possibilitar o registro de mamíferos. Nas três primeiras amostragens, as armadilhas ficaram ativas continuamente por 90 dias consecutivos e em 2016-2017 por 105 dias e foram checadas com intervalos de 30 dias para trocas de cartões e pilhas. A diferença no número de dias é proveniente de um atraso para retirada das armadilhas em 2016-2017 e optou-se, então, por utilizar todos os dados coletados.

Como o PNE abriga muitas espécies de mamíferos e de outros vertebrados (Rodrigues et al., 2002; Carvalho; De Bezerra, 2004), foram selecionadas nove espécies de presas que são preferencialmente capturadas pela onça-pintada para investigar variações em suas abundâncias durante o período de amostragem. A escolha foi baseada em estudos que avaliaram quais seriam as presas que mais comuns na dieta da onça-pintada localmente (Silveira, 2004; Sollmann et al., 2013), visto que sua dieta é bastante variável ao longo de sua distribuição geográfica (Astete et al., 2008). Assim, foram selecionadas as seguintes espécies: anta (*Tapirus terrestris*), cateto (*Pecari tajacu*), queixada (*Tayassu pecari*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), veado-campeiro (*Ozotocerus bezoarticus*), ema (*Rhea americana*), tatu-galinha (*Dasypus novencinctus*), tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*) e tatu-de-rabo-mole (*Cabassous unicinctus*), sendo as três últimas espécies agrupadas como tatus para o processamento das análises. Em anexo (Anexo 2.1), encontra-se a lista das espécies registradas no PNE que foram previamente registradas em estudos científicos como presas de onças-pintadas.

Além dos registros das presas, foram obtidos também os registros de onça-pintada em cada estação de armadilhamento (unidade amostral). Ressalta-se que apesar da estação de armadilhamento possuir duas câmeras, os dados coletados no par foram comparados e registros duplicados foram desconsiderados. Os registros de presença de onça-pintada foram utilizados como covariável nas análises para estimar a abundância das presas, assumindo que a presença do predador influencia a detecção das presas e, conseqüentemente, as estimativas de abundância.

2.2.2. Métricas da paisagem

Variáveis de uso do solo podem influenciar a detecção das espécies devido às suas preferências de habitat. Portanto, foi utilizado o MapBiomas (<http://mapbiomas.org/>)

como fonte para a obtenção de imagens de cobertura e uso do solo do PNE para cada ano de amostragem. A coleção de dados do MapBiomas inclui imagens de cobertura e uso do solo com classificação baseada em imagens do Land Remote Sensing Satellite (LANDSAT), com resolução de pixel 30 x 30 m, utilizando todas as sete bandas espectrais do satélite.

Como os modelos de ocupação levam em consideração a detectabilidade das espécies nos diferentes pontos de amostragem, foi necessário determinar as classes de uso do solo e suas porcentagens no PNE. Para obter as porcentagens de cada classe de uso do solo, foi estabelecida uma área de tamponamento “buffer” com raio igual a 2 km a partir do centro de cada estação de armadilhas fotográficas (Krauss et al., 2010). Essa distância foi escolhida baseada no estudo de Lyra-Jorge et al. (2009a), no qual testaram diferentes escalas para avaliação de associação entre a paisagem e as espécies de mamíferos e encontraram uma maior associação de espécies de carnívoros com a paisagem na maior escala de 2 km. Além disso, essa distância selecionada também reduz sobreposições entre as áreas de tamponamento das estações fotográficas, reduzindo o risco de autocorrelação espacial entre as unidades amostrais.

O cálculo da porcentagem de cada classe foi realizado utilizando o pacote SDMTools (VanDerWal et al., 2015) no software R versão 3.4.4 (R Core Team, 2018). Por meio da utilização da função ClassStat, foi possível extrair as métricas das classes de uso do solo presentes na área (1-Campestre, 2-Savana, 3-Floresta, 4-Pastagem, 5-Culturas anuais e 6-Agropastoreio). Contudo, foram inseridas nas análises apenas as classes de uso do solo naturais (1 a 3), visto que as classes de ambientes antropizados (mais comuns na borda externa do PNE), tiveram porcentagens irrisórias no interior do PNE.

2.2.3. Colinearidade das covariáveis

Para avaliar se as covariáveis (% de cada classe de uso do solo e o número de registros da onça-pintada) estavam correlacionadas, foi realizado um teste para estimar o Fator de Inflação da Variância (VIF, da língua inglesa *Variance Inflation Factor*). O teste calcula uma regressão considerando uma das covariáveis como variável resposta, em função das demais covariáveis que possam ser colineares. A partir do coeficiente de determinação obtido (R^2), o valor de VIF é dado por $1/(1-R^2)$, e valores maiores do que 5 indicam que as estimativas dos coeficientes dos modelos serão prejudicadas pela multicolinearidade entre as covariáveis (Montgomery et al., 2012; Zuur et al., 2007) O

pacote faraway (Faraway, 2016) e a função VIF foram utilizados para esse teste. Todos os valores de VIF foram menores do que três (Tabela 2.2), indicando, portanto, que não existe colinearidade entre essas covariáveis. Deste modo, todas as covariáveis foram mantidas nas análises.

Tabela 2.2. Valores do Fator de Inflação de Variância (VIF) para as variáveis de uso do solo e para o número de registros da onça-pintada nas unidades amostrais.

Ano	Floresta	Savana	Campestre	Onca
2008	1.241	1.998	2.027	1.072
2010	1.199	2.068	2.115	1.070
2013	1.345	1.273	1.132	1.014
2016-2017	1.060	1.325	1.292	1.048

2.3. Análises estatísticas

Os modelos de ocupação, método utilizado no presente trabalho, usam dados de presença e ausência das espécies (1 e 0, respectivamente) como variável resposta (Mackenzie et al., 2006). Esses modelos assumem que a detectabilidade é imperfeita, porque uma espécie nem sempre será detectada pelas armadilhas fotográficas onde ela ocorre. Portanto, a probabilidade de detecção pode ser menor do que 1 (MacKenzie e Kendall, 2002; Pellet e Schmidt, 2005). Assim, é possível selecionar modelos que incorporam a detectabilidade das espécies para, em seguida, usar esses modelos para selecionar modelos de ocupação com maior acurácia.

Como os mamíferos do Cerrado possuem preferências por determinadas fitofisionomias do Bioma (Lyra-Jorge et al., 2009b; Alves et al., 2014; Issa, 2017), é possível que haja variação na abundância das espécies entre os locais amostrados. Para avaliar isso, foram usados, para cada ano de amostragem, análises de ocupação de Royle/Nichols (Royle; Nichols, 2003), denominadas daqui para frente como modelo RN. Esse tipo de modelo estima a taxa de ocupação de uma dada espécie quando existe heterogeneidade na sua probabilidade de detecção provocada por uma variação da abundância. Assim, o modelo assume que a variação na abundância da espécie induz uma variação na sua probabilidade de detecção (Royle; Nichols, 2003).

A heterogeneidade na probabilidade de detecção e na abundância dos organismos permite tanto gerar modelos de detecção heterogêneos e extrair informações da

abundância, quanto estimar as abundâncias entre os sítios amostrados e calcular a índice de abundância total para a área de estudo (Royle; Nichols, 2003). Para isso, o modelo RN utiliza uma distribuição de Poisson para estimar dois parâmetros:

- 1) r = probabilidade de detectar um indivíduo da espécie avaliada;
- 2) λ = abundância média por local amostrado.

O parâmetro lambda (λ) representa a média da distribuição de Poisson e pode ser considerado como a abundância média da população por sítio de amostragem. A partir dos parâmetros r e λ , a probabilidade média de captura (p) e a probabilidade de ocupação estimada para cada sítio (ψ) serão estimados como parâmetros derivados.

Os modelos RN permitem ainda a inserção de covariáveis explanatórias que podem ser fonte de heterogeneidade na probabilidade de detecção. Isso é feito por meio da equação logit:

$$\text{logit}(r_i) = \beta_0 + \beta_1 x_i + \beta_2 x_i$$

Onde: β_0 é a intersecção; β_1 e β_2 são os efeitos das covariáveis inseridas no modelo e x_i é o valor da covariável no sítio amostrado (Royle; Nichols, 2003).

Os modelos foram construídos e selecionados em duas etapas. Primeiro, os modelos de detecção foram montados, fixando a probabilidade de ocupação (ψ) como nula (*i.e.*, sem considerar o efeito das covariáveis), enquanto os efeitos das covariáveis (porcentagens das diferentes classes de uso do solo e a presença/ausência de onças-pintadas em cada armadilha) e de suas combinações foram considerados para estimar os melhores modelos de detecção para cada espécie e ano de amostragem. Posteriormente, os modelos de detecção selecionados foram fixados para selecionar os melhores modelos de ocupação, utilizando as covariáveis e suas combinações. A seleção de modelos foi realizada utilizando o Critério de Informação de Akaike – AIC (Burnham; Anderson, 2002). Na primeira etapa, os melhores modelos selecionados apresentaram os menores valores de AIC, com uma diferença mínima de 2 em relação ao menor valor de AIC. Na segunda etapa, o modelo com menor valor de AIC, menor número de parâmetros fixos e que os coeficientes têm intervalos de confiança que não incluíram o zero foi escolhido como o melhor modelo. O ajuste de cada modelo aos dados foi avaliado usando testes de *Goodness of fit*. Posteriormente, a abundância média da população de cada espécie de presa por cada sítio de amostragem (λ) advindos dos modelos de ocupação com maiores adequabilidades foi somada para estimar um índice de abundância total das espécies.

Como os modelos RN estimam as abundâncias por sítios amostrados, vale ressaltar que, ao utilizar as armadilhas fotográficas, torna-se complicado estabelecer qual

é a área de abrangência, em hectares, por exemplo, das estações de armadilhas fotográficas. Assim, o valor de abundância total calculado a partir da média de abundância local não deve ser considerado como o número real de indivíduos existentes no PNE, mas sim como um índice para efeito de comparação de abundâncias entre os anos amostrados (Penido, 2016). Contudo, esse índice gera maior confiabilidade do que os índices de abundância relativa simples, porque inclui em sua estimativa a probabilidade de detecção (Mackenzie et al., 2006). Os modelos RN foram gerados no programa R versão 3.5.2 (R Core Team, 2018) utilizando o pacote unmarked (Fiske; Chandler, 2011) e a seleção dos modelos foi realizada utilizando o pacote MuMIn (Bartón, 2018).

3. RESULTADOS

No período de 2008 a 2017, foi registrado um total de 43 espécies de presas potenciais da onça-pintada, sendo que 81% dessas são mamíferos (Anexo 2.1). Nove espécies de presas foram incluídas nas análises, um total de 469 registros de anta, 117 de veado-campeiro, 49 de cateto, 318 de queixada, 288 de tamanduá-bandeira, 99 de tatus (três espécies agrupadas) e 124 de ema (Tabela 2.3).

Tabela 2.3. Número de registros e estimativas de abundância, obtidas por modelos de ocupação de Royle e Nychols, das espécies de presas preferencias de onça-pintada no Parque Nacional das Emas, ressaltando-se que tatus representam o agrupamento de três espécies (*Dasyus novencinctus*, *Dasyus septencinctus* e *Euphractus sexcinctus*).

Espécies	Amostragem	Nº de registros	Abundância (λ)
Anta (<i>Tapirus terrestris</i>)	2008	226	276,61
	2010	88	161,86
	2013	24	32,74
	2016-2017	131	224,21
Veado-Campeiro (<i>Ozotoceros bezoarticus</i>)	2008	52	76,92
	2010	28	30,74
	2013	15	32,74
	2016-2017	22	18,04
Cateto (<i>Pecari tajacu</i>)	2008	14	1263,27
	2010	13	57,25
	2013	7	13,55
	2016-2017	15	102,83
Queixada (<i>Tayassu pecari</i>)	2008	98	90,76
	2010	44	1159,59
	2013	23	57,84

	2016-2017	153	104,34
Tamanduá-bandeira (<i>Myrmecophaga tridactyla</i>)	2008	146	114,24
	2010	61	466,03
	2013	38	528,59
	2016-2017	43	842,9
Tatus	2008	20	52,55
	2010	14	32,74
	2013	10	44,46
	2016-2017	55	266,95
Ema (<i>Rhea americana</i>)	2008	12	62,87
	2010	3	30,25
	2013	20	122,21
	2016-2017	89	139,68

Cada espécie possui um conjunto diferente de variáveis afetando sua detecção (Tabela 2.4) e ocupação (Tabela 2.5), tanto dentro do mesmo ano de amostragem, quanto entre os diferentes anos (Anexos 2.2 e 2.3). Contudo, de maneira geral, as porcentagens de formações vegetais abertas (campo e savana) foram as covariáveis com maior importância relativa nos modelos para estimativa de abundância, o que era esperado devido à maior proporcionalidade de extensão dessas classes de uso do solo. A presença da onça-pintada esteve entre as covariáveis com maior importância relativa nos modelos para estimativa de abundância de anta, queixada, tatus e ema (Tabela 2.5 e Anexo 2.4).

Tabela 2.4. Resultado dos melhores modelos de detecção ($\Delta AIC < 2$) para a análise de ocupação das espécies de presas preferidas da onça-pintada (*Panthera onca*) no Parque Nacional das Emas. k= número de parâmetros; ω = weight do AIC. Ressalta-se que tatus representam o agrupamento de três espécies (*Dasybus novencinctus*, *Dasybus septencinctus* e *Euphractus sexcinctus*).

Espécie	Amostragem	Modelos de detecção	k	AIC	ΔAIC	Ω
Anta	2008	savana + campo	4	807,09	1,2	0,2
	2010	Campo	3	503,69	0	0,26
	2013	onça + floresta + campo	5	115,38	0	0,41
	2016	Nulo	2	561,67	0,23	0,17
Veado-campeiro	2008	Savana	3	342,65	0,3	0,14
	2010	Nulo	2	214,95	0	0,19
	2013	Nulo	2	122,67	0	0,28
	2016	Nulo	2	160,97	0,41	0,13
Cateto	2008	Savana	3	135,83	0	0,32
	2010	Onça	3	126,25	1,6	0,1
	2013	Campo	3	45,54	0,94	0,17
	2016	Campo	3	134	0	0,18
Queixada	2008	Onça	3	517,42	0,18	0,16
	2010	Onça	3	316,7	0,67	0,21

	2013	onça + savana + campo	5	128,61	0	0,39
	2016	Savana	3	560,78	0	0,19
Tamanduá-bandeira	2008	Savana	3	648,63	0	0,28
	2010	floresta + savana	4	388,07	0	0,3
	2013	Campo	3	225,17	0	0,25
	2016	Savana	3	295,08	0	0,14
	2008	floresta + campo	4	149,54	1	0,24
Tatus	2010	onça + floresta + campo	5	115,36	0	0,46
	2013	onça + floresta	4	79,92	1,79	0,12
	2016	Campo	3	334,64	1,56	0,15
	2008	floresta + campo	4	109,91	0,68	0,2
Ema	2010	floresta + campo	4	31,63	0,39	0,19
	2013	floresta + campo	4	138,77	1,34	0,15
	2016	Nulo	2	456,28	0	0,19

Tabela 2.5- Resultado dos melhores modelos de ocupação (ψ) para análise da distribuição e abundância das espécies de presas preferencias da onça-pintada (*Panthera onca*) no Parque Nacional das Emas. k= número de parâmetros; ω = weight do AIC. Ressalta-se que tatus representam o agrupamento de três espécies (*Dasybus novencinctus*, *Dasybus septencinctus* e *Euphractus sexcinctus*).

Espécie	Amostragem	Modelos de ocupação	k	AIC	Δ AIC	Ω
Anta	2008	campo	5	801,8	0,21	0,17
	2010	campo	4	501,93	0,01	0,16
	2013	onça	6	97,13	0	0,32
	2016	onça	3	561,09	0	0,22
Veado-campeiro	2008	floresta	4	343,27	0,62	0,16
	2010	nulo	2	214,95	0,07	0,14
	2013	nulo	2	122,67	0	0,25
	2016	onça + campo	4	158,06	1,52	0,11
Cateto	2008	savana	4	135,31	0	0,2
	2010	nulo	2	561,67	0,58	0,16
	2013	campo	4	121,97	0	0,24
	2016	nulo	3	134	0,55	0,14
Queixada	2008	nulo	3	517,42	0	0,24
	2010	nulo	2	561,67	0,58	0,16
	2013	onça	6	122,8	0	0,21
	2016	nulo	3	560,78	0,84	0,13
Tamanduá-bandeira	2008	savana	4	644,85	0	0,3
	2010	nulo	4	388,07	0	0,18
	2013	campo	4	221,13	0	0,23
	2016	nulo	3	295,08	0	0,2
Tatus	2008	campo	5	147,93	0	0,21
	2010	onça + campo	7	114,93	0,2	0,13
	2013	floresta + campo	6	74,69	0	0,27

	2016	onça	4	332,76	0	0,24
Ema	2008	nulo	4	109,91	1,03	0,11
	2010	savana	5	31,54	0	0,16
	2013	onça	5	134,36	0	0,29
	2016	nulo	2	456,28	0	0,22

Os modelos de ocupação com melhor adequabilidade para estimativa de abundâncias da anta incluíram a porcentagem de campo e registros de onça (Tabela 2.5; Anexo 2.4). Essas covariáveis tiveram influência tanto positiva, quanto negativa dependendo do ano amostrado ($\beta_{\text{campo}_{2008}} = -0,019$; $\beta_{\text{campo}_{2010}} = 0,028$; $\beta_{\text{onça}_{2013}} = -4,840$; $\beta_{\text{onça}_{2016}} = 0,374$). Nota-se que a presença da onça, apesar de nem sempre ser a covariável que melhor explica a ocupação da espécie, apareceu nos modelos concorrentes considerados adequados ($\Delta \text{AIC} < 2$) de todos os anos estudados (Anexo 2.3). Para o veado-campeiro, a estimativa de abundâncias, em diferentes anos, foram influenciadas pela porcentagem de floresta, e pelo efeito aditivo da presença da onça e da porcentagem de vegetação campestre (Tabela 2.5; Anexo 2.4). Como esperado, a porcentagem de vegetação florestal e a associação entre a porcentagem de vegetação campestre e presença de onça tiveram efeitos negativos na ocupação da espécie ($\beta_{\text{floresta}_{2008}} = -0,072$; $\beta_{\text{onça}_{2016}} = -1,545$; $\beta_{\text{campo}_{2016}} = -0,024$).

As porcentagens de savana e de campo influenciaram a ocupação do cateto (Tabela 2.5; Anexo 2.4) e ambas as covariáveis mostraram influência negativa nas abundâncias ($\beta_{\text{savana}_{2008}} = -0,411$; $\beta_{\text{campo}_{2013}} = -0,002$). Contudo, o efeito do campo na abundância foi fraco (Anexo 2.4). Essas mesmas covariáveis explicaram a ocupação do tamanduá-bandeira (Tabela 2.5; Anexo 2.4) e também apresentaram efeitos negativos ($\beta_{\text{savana}_{2008}} = -0,026$; $\beta_{\text{campo}_{2013}} = -0,016$). Para queixada, o único efeito detectado nos anos avaliados, foi a presença da onça, que apresentou forte influência negativa na ocupação ($\beta_{\text{onça}_{2016}} = -1,900$) (Tabela 2.5; Anexo 2.4).

A porcentagem de campo, as associações entre presença de onça e a porcentagem de campo e entre as a porcentagens de floresta e campo tiveram influenciaram a ocupação de tatus, considerando os diferentes anos de amostragens (Tabela 2.5; Anexo 2.4). Como esperado, nas duas primeiras amostragens, a porcentagem de campo teve efeito positivo ($\beta_{\text{campo}_{2008}} = 0,051$; $\beta_{\text{campo}_{2010}} = 0,058$). Ao contrário, em 2013 a porcentagem de campo exerceu efeito negativo na abundância ($\beta_{\text{campo}_{2013}} = -0,050$), assim como a porcentagem de floresta ($\beta_{\text{floresta}_{2013}} = -0,246$) e, em 2010, a presença da onça teve forte influência negativa na abundância de tatus ($\beta_{\text{onça}_{2010}} = -2,973$). A ocupação da ema foi influenciada

pela porcentagem de savana e pela presença de onça (Tabela 2.5; Anexo 2.4), sendo que a porcentagem de savana mostrou influência positiva ($\beta_{\text{savana}_{2010}} = 0,051$) e a presença de onça negativa ($\beta_{\text{onça}_{2013}} = -1,544$), assim como era esperado.

A análise dos modelos de ocupação RN gerou as estimativas de abundância apresentadas na Tabela 2.3 e Figura 2.3. Nota-se que três espécies (anta, veado-campeiro e cateto) apresentaram redução em suas abundâncias entre os anos de 2008 e 2017, enquanto as outras quatro (queixada, tamanduá-bandeira, tatus e ema) tiveram um incremento em suas abundâncias.

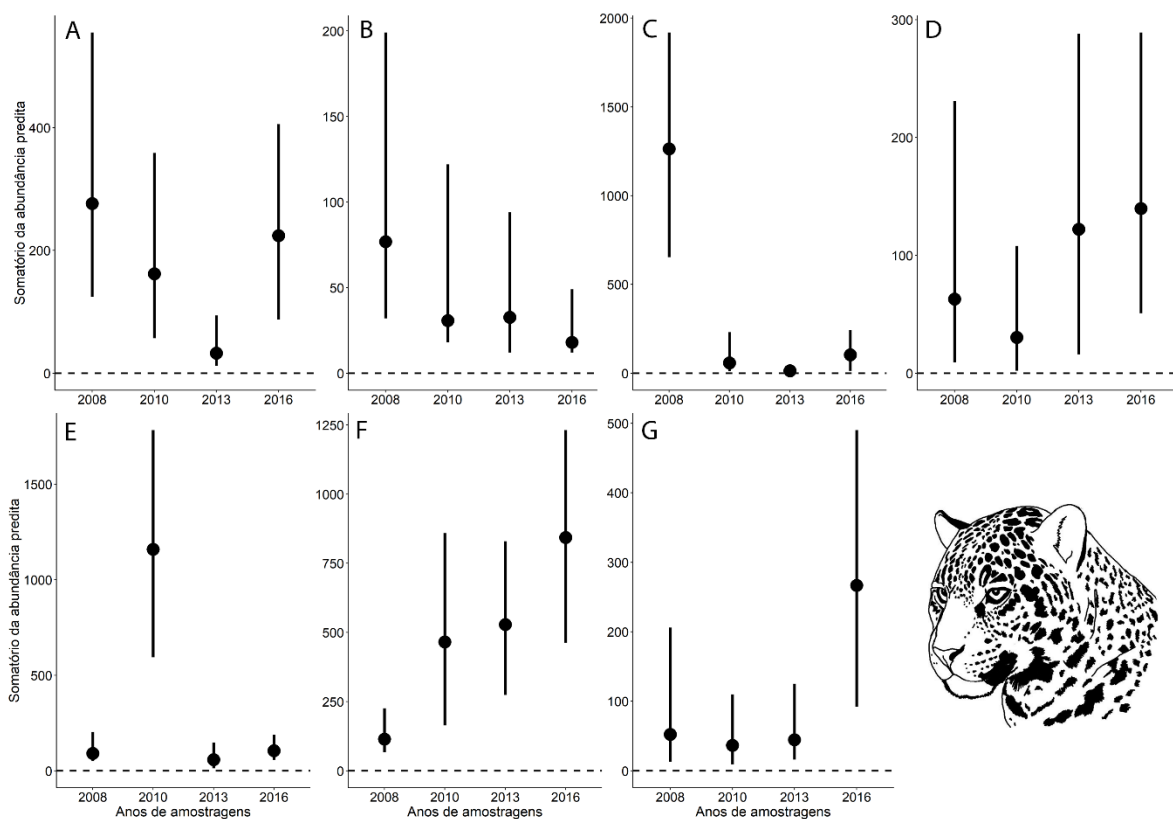


Figura 2.3. Abundâncias totais previstas por modelos de ocupação de Royle e Nychols das espécies de presas preferenciais de onça-pintada no Parque Nacional das Emas. Os pontos representam a somatória das abundâncias de cada armadilha fotográfica e as linhas indicam a somatória dos intervalos de confiança. A) Anta (*Tapirus terrestris*); B) Veado-campeiro (*Ozotoceros bezoarticus*); C) Cateto (*Pecari tajacu*); D) Ema (*Rhea americana*); E) Queixada (*Tayassu pecari*); F) Tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*); G) Tatus (*Dasypus novencinctus*, *Eupractus sexcinctus* e *Cabassous unicinctus*).

A anta apresentou redução da abundância no período entre 2008 e 2013. Por outro lado, entre 2013 e 2016, ocorreu aumento no número de indivíduos, atingindo um número

próximo ao estimado em 2008 (Figura 2.3A). Para o cateto, ocorreu redução na abundância predita ao se considerar o período de nove anos de estudo, embora entre 2013 e 2016 tenha havido aumento da abundância (Figura 2.3C). A abundância de ema foi reduzida de 2008 para 2010 e posteriormente sofreu aumento (Figura 2.3D).

Para os porcos-do-mato, catetos e queixadas, foram obtidas estimativas de abundância que ultrapassaram mil indivíduos em 2008 e 2010. O modelo de ocupação RN, contabiliza a presença/ausência da espécie alvo em ocasiões com período de duração definido pelo pesquisador. Nesse estudo, por exemplo, optou-se por contabilizar a presença/ausência das espécies em ocasiões com duração de 15 dias. Assim, a cada 15 dias houve um registro de presença ou ausência da espécie. Como os porcos-do-mato são sociáveis e vivem em grupos que podem chegar até 30 indivíduos em catetos e 300 em queixadas (Gongora et al, 2011; Keuroghlian et al., 2013), o modelo de ocupação RN pode não ser o mais apropriado para estimativa de abundância dessas espécies. A utilização de um modelo que leve em consideração o número de registros pode ser mais interessante para espécies que vivem em grupos tão numerosos. Contudo, a análise realizada nesse estudo continua sendo válida, pois não se deve confundir estes valores de abundância com valores reais das populações destas espécies no Parque. Estas estimativas são um índice, que considera a detectabilidade imperfeita, pelo qual é possível realizar a comparação entre diferentes amostragens para a mesma espécie no mesmo local. Os resultados de abundância estimada (Tabela 2.3; Figura 2.3) mostram que dentre as espécies avaliadas, a anta, o tamanduá-bandeira e o queixada sempre estiveram entre as mais abundantes no Parque Nacional das Emas.

4. DISCUSSÃO

Os resultados deste estudo demonstraram que a disponibilidade de presas preferenciais de onças-pintadas no Parque Nacional das Emas foi, de modo geral, mantida ao longo do tempo avaliado. Embora, veado-campeiro e cateto tenham tido suas abundâncias reduzidas, outras espécies de presas consideradas generalistas de habitat, tais como queixadas, e tatus, tiveram suas populações aumentadas, fornecendo assim, recurso alimentar suficiente para a população de onça-pintada que o PNE abriga.

É conhecido que a dieta da onça-pintada é altamente variada, sendo que já foram documentadas mais de 85 espécies de presas em toda a sua área de distribuição (Sunquist;

Sunquist, 1989), que vai do sudoeste dos Estados Unidos, passando pela América Central até a América do Sul (Quigley et al., 2017). No Parque Nacional das Emas, foram registradas para o intervalo de nove anos deste estudo, 43 espécies de presas potenciais, o que confirma a riqueza de espécies presentes nessa Unidade de Conservação (Rodrigues et al., 2002; Giozza et al., 2017). Contudo, estudos analisando a dieta desse predador no PNE mostraram a predominância de seis a nove espécies de presas em sua dieta, sendo todas, com exceção da ema, mamíferos de médio e grande porte (Silveira, 2004; Sollmann et al., 2013).

Por ser oportunista, a onça-pintada apresenta preferência por predação de espécies mais abundantes, mas também espécies que lhe causem menor risco de injúrias e menor gasto energético (Weckel; Silver, 2006; Romero-Muñoz et al., 2010), o que pode ser explicado baseado na teoria do forrageamento ótimo (MacArthur; Pianka, 1966). A preferência por espécies de médio e grande porte, averiguada tanto no PNE (Sollmann et al., 2013), quanto em outras áreas (Lopez-González; Miller, 2002; Oliveira, 2002; Weckel; Silver, 2006), também é uma forma de otimizar o gasto energético decorrente da caça. O tamanduá-bandeira foi uma das presas mais abundantes avaliadas neste estudo e somado a isso, ele possui grande porte (30kg), porém, com massa corpórea menor do que da onça-pintada (Reis et al., 2006). É possível que essas características o tornem a principal presa de onça-pintada no PNE, como registrado por Silveira (2004) e Sollmann et al. (2013).

A importância da porcentagem de campo e de savana para a maior parte dos modelos adequados para prever a detecção e ocupação das espécies de presas preferenciais de onça-pintada, está associada à prevalência desse tipo de habitat no PNE (Carvalho; De Beserra, 2004) e à predominância de uso desses ambientes por essas espécies. Anta, queixada, cateto e tatus são espécies generalistas em termos de seleção de habitat (Peres, 1996; Alves et al., 2014; Cordeiro et al., 2016), enquanto que veado-campeiro e emas são espécies típicas de ambientes abertos (Codonotti; Alvarez, 2000; Duarte et al., 2002). O tamanduá-bandeira, depende principalmente de áreas abertas para forragear, mas também ocupa áreas de mata de galeria, onde encontra refúgio e água (Medri; Mourão, 2005).

A diferença na influência das covariáveis que explicam a abundância entre os anos para a mesma espécie pode estar relacionada à estação em que a amostragem foi realizada e ao generalismo de habitat, que permite que as espécies utilizem diferentes classes de uso do solo da área estudada e por isso, o mesmo tipo de ambiente em determinado momento pode ter um efeito positivo e em outro efeito negativo. Essa diferença também

pode representar o resultado de uma estratégia de redução de sobreposição espacial para redução de competição com espécies que ocupem a mesma guilda alimentar, como por exemplo, os herbívoros cateto, queixada e veado-campeiro (Schoener, 1974; Hutchinson 1978). Como esperado, a presença da onça-pintada influenciou a ocupação de anta, veado-campeiro, queixada e tatus e o efeito negativo da influência ocorreu na transição da estação seca para chuvosa e na estação chuvosa. Esse período coincide com a época de aumento da disponibilidade de recurso alimentar, período em as espécies de presas tendem a ter filhotes (Codenotti; Alvarez, 1997; Rodrigues, 1996) e possivelmente para defendê-los, as mães buscam reduzir riscos de predação.

Assim como a onça-pintada, as espécies de presas são igualmente importantes para suportar o funcionamento dos ecossistemas e manter a biodiversidade (Ripple et al., 2014). Os resultados em relação à estimativa de abundância das presas preferenciais mostram que diferentemente do que é esperado pelas previsões de tendências populacionais globais, o declínio de anta, queixada, tamanduá-bandeira e ema (IUCN, 2019), aparentemente não ocorreu no Parque Nacional das Emas no período avaliado.

Anta, queixada, cateto e tatus estão entre as populações de mamíferos que têm conseguido se beneficiar com a agricultura, mantendo ou aumentando suas abundâncias devido ao aporte adicional de recurso alimentar (Miranda; Miranda, 2004; De Vivo et al., 2011; Verdade et al., 2012). Indivíduos dessas espécies migram do interior do PNE para o lado externo e estão colonizando as áreas de produção (Jácomo et al., 2013; Issa, 2017; Silveira, com. pessoal). Contudo, isso acaba gerando um conflito entre fauna silvestre e humanos, pois os animais podem promover grandes prejuízos por consumirem as plantações e assim, acabarem sendo mortos em retaliação ao prejuízo causado (Lima et al., 2019).

A população de tamanduá-bandeira sofreu uma redução brusca em 1994, quando ocorreu um incêndio de grandes proporções no Parque. Estimativas apontaram que 810 indivíduos foram mortos e a abundância dessa espécie chegou a 109 indivíduos (Silveira et al., 1999). Contudo, as estimativas de abundância calculadas aqui mostram que com o decorrer do tempo, essa população parece estar se recuperando. Miranda et al. (2006) discutem que para detectar um declínio populacional de 5%, o monitoramento da espécie deveria ocorrer por um intervalo de 18 anos. O presente estudo contou com um intervalo de nove anos, mas estimou incremento na abundância da espécie.

Por outro lado, os resultados indicaram que veado-campeiro e cateto tiveram suas abundâncias reduzidas no PNE ao longo dos anos de estudo. O veado-campeiro é listado

como Quase Ameaçado pela IUCN (2019) e está entre as espécies com tendência global de redução do tamanho populacional (González et al., 2016). Segundo Rodrigues (2006), em um intervalo de 20 anos (1975 a 1994) a população de veado-campeiro do PNE mostrou-se estável, possuindo entre 1000 e 1300 indivíduos. O presente estudo realizado 14 anos depois, já apontou a redução no tamanho populacional desses cervídeos dentro do período avaliado ($\lambda_{2008}= 76,92$; $\lambda_{2016}= 18,04$). Apesar de haver situações em que a agricultura é compatível com a conservação dessa espécie (Merino et al. 2011), a conversão de habitat, a caça e a competição com animais domésticos (bovinos e ovinos), são as principais ameaças à sua conservação (IUCN, 2019). Apesar da última ameaça citada não ser tão grave para a região pela baixa ocorrência dessas criações há também a predisposição a doenças transmitidas por ungulados domésticos (Barbanti et al., 2012). Embora este estudo tenha sido realizado dentro de uma Unidade de Conservação, sabe-se que esses animais transitam para fora dos limites da área protegida, podendo sofrer os impactos das atividades antrópicas, tais como maiores probabilidades de atropelamento (Neto et al., 2000). As rodovias podem influenciar negativamente as populações quando animais jovens e em idade reprodutiva são eliminados (Souza; Anacleto, 2012; Cáceres et al., 2012). Assim, animais que possuem baixa taxa reprodutiva, como os veados-campeiros que têm um filhote por ano (Barbante et al., 2012), são especialmente afetados.

Uma outra questão que pode estar afetando a população de veados-campeiros no PNE é a competição por recurso alimentar com queixadas. Como a população de queixadas no PNE é abundante (Jácomo, 2004; Lima et al., 2019), pode ser que esses animais estejam utilizando grande parte do recurso disponível e preferido (folhas novas e flores) dos veados-campeiros (Rodrigues; Monteiro-Filho, 1999), e assim estejam limitando sua população.

Pode ser que a redução na abundância de catetos também esteja relacionada com a abundância elevada de queixadas. De acordo com o Princípio de Exclusão Competitiva (Morin, 1999), os queixadas por serem competidores superiores acabam por excluir os catetos da área do parque, fazendo com que se desloquem para as propriedades particulares vizinhas. Estudos realizados na região externa ao parque demonstram abundâncias superiores de catetos em relação às registradas no parque (Silveira, dados não publicados). A previsão populacional considerando a distribuição geográfica de cateto aponta que suas populações estão estáveis (Gongora et al., 2011) e que esses animais têm conseguido se beneficiar em áreas de cultivo (Perez; Pacheco, 2006; Romero-Balderas et al., 2006).

O incremento abrupto na abundância de queixadas na região do PNE é promovido pela superabundância de recurso alimentar do entorno (Jácomo, 2004), e representa um problema para a conservação tanto das espécies que ocupam a mesma guilda alimentar, como discutido acima, quanto para a própria espécie, que acaba tendo indivíduos mortos em retaliação ao prejuízo causado por consumir a lavoura (Jácomo et al., 2013; Lima et al., 2019). Assim, estratégias de redução populacional local precisam ser adotadas para evitar a extinção desses animais na região. Atualmente, está em andamento um projeto para retirada de indivíduos da natureza e criação em cativeiro, objetivando reduzir a superpopulação desses animais e assim reduzir conflito com humanos (L. Silveira, com. pessoal), mas uma outra ação que auxiliaria a conservação desses animais em uma escala maior, seria a reintrodução de indivíduos retirados da natureza em localidades onde a espécie já se encontra extinta ou criticamente em perigo, como por exemplo, em Minas Gerais (Deliberação Normativa 147, 2010).

Acredita-se que o PNE funcione como uma área fonte, promovendo a dispersão de indivíduos de várias espécies e, conseqüentemente, colonizando áreas vizinhas, o que caracterizaria um modelo de metapopulações (Gotelli, 2009). Porém, muitas vezes as áreas para onde os indivíduos migram podem atuar como sumidouros por não apresentarem recursos necessários aos requerimentos ecológicos da espécie ou pelo excesso de ações antrópicas que desencadeiam perda de indivíduos promovendo redução do tamanho populacional, o que remete à teoria de fonte-dreno (Pulliam, 1988). No entanto, no entorno do PNE, a presença de Áreas de Preservação Permanente e Reservas Legais, todas de acordo com as exigências legais (Código Florestal Brasileiro- Lei nº 12651/2012- Brasil, 2012), parecem estar auxiliando a conservação das espécies avaliadas, com exceção do veado-campeiro, que certamente é uma espécie que necessita de atenção especial. Essa importância da região para a conservação da fauna tem sido observada em outros estudos (Vynne et al., 2011; Giozza et al., 2017).

A densidade populacional de onças-pintadas registrada no Parque Nacional da Emas (2,2 indivíduos/100km²) (ver capítulo 1) e a alta abundância estimada de algumas espécies de presas, como, por exemplo, os queixadas, tamanduás-bandeira e emas, fazem com que no PNE a questão de disponibilidade de recurso alimentar ainda não seja limitante para a sobrevivência e permanência dessa espécie na área. Contudo, como a persistência de predadores topo de cadeia alimentar requer populações viáveis de suas espécies de presas, essas precisam ser monitoradas continuamente como uma forma de evitar que a disponibilidade de presas venha a se tornar um problema futuro para a

conservação das onças-pintadas do PNE, uma das últimas populações da espécie no bioma Cerrado. O fato de parte dessas espécies de presas serem ameaçadas de extinção, *i.e.*, o tamanduá-bandeira, o veado-campeiro, a anta e o queixada, ressalta ainda mais a necessidade da continuidade das avaliações de tamanho populacional. O intervalo de tempo analisado nesse estudo, nove anos, pode não ser suficiente para se detectar variações populacionais de todas as espécies avaliadas. Sugere-se também que questões relativas à saúde e *fitness* dessas populações, que não foram tratadas nesse estudo, sejam investigadas.

Pode-se concluir que o PNE é importante para as espécies de presas da onça-pintada, assim como para esse predador, uma vez que protege as maiores áreas de vegetação natural na região e fornece refúgio para as espécies silvestres contra as perturbações provocadas pelos cultivos agrícolas (Vynne et al., 2011). Os resultados deste trabalho sugerem que o PNE, ao menos para espécies de mamíferos de médio e grande porte avaliadas, está cumprindo o papel de conservação proposto para as unidades de conservação de Proteção Integral (SNUC, 2000), promovendo a estabilidade ou aumento populacional de parte das espécies avaliadas aqui.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Achard, F.; Beuchle, R.; Mayaux, P.; Stibig, H.J.; Bodard, C.; Brink, A.; Carboni, S.; Desclée, B.; Donnay, F.; Eva, H.D.; Lupi, A.; Rasi, R.; Selinger, R.; Simonetti, D. 2014. Determination of tropical deforestation rates and related carbon losses from 1990 to 2010. *Global Change Biology*, 20: 2540-2554. <https://doi.org/10.1111/gcb.12605>

Alves, G. B.; Marçal-Junior, O.; Brites, V.L.C. 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., Sollmann, R., Silveira, L., 2008. Comparative Ecology of Jaguars in Brazil. *Cat News Special Issue*, 4: 9-14.

Barbante, J.M.; 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-campeiro *Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus, 1758, no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 1: 3-11.

Bartón, K. 2019. Package MuMIn. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf>>. Acesso em: 15-fev-2019.

Boyd, C.; Brooks, T.M.; Buchart, S.H.M.; Edgar, G.J.; Fonseca, G.A.B.; Hawkins, F.; Hoffmann, M.; Sechrest, W.; Stuart, S.N.; van Dijk, P.P. 2008. Spatial scale and the conservation of threatened species. *Conservation Letters* 1:37–43. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00002.x>

Brasil. 2012. Lei nº 12.651, de 12 de maio de 2012. Dispõe sobre a vegetação nativa e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.planalto.gov.br/>>. Acesso em: 20-jul-2018.

Brodie, J. F.; Giordano, A. J.; Zipkin, E. F.; Bernard, H.; Mohd-Azlan, J.; Ambu, L. 2015. Correlation and persistence of hunting and logging impacts on tropical rainforest mammals. *Conservation Biology* 29:110–121. <https://doi.org/10.1111/cobi.12389>

Burnham, K.P.; Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretical approach. Springer Verlag.

Caceres, N.C.; Casella, J.; Santos Goulart, C. 2012. Variação espacial e sazonal atropelamentos de mamíferos no bioma cerrado, rodovia BR 262, Sudoeste do Brasil. *Mastozoología Neotropical* 19(1): 21-33.

Carbone, C.; Pettorelli, N. 2009. Testing relationships between energy and vertebrate abundance. *International Journal of Ecology* 1-6. (doi:10.1155/2009/496175). <https://doi.org/10.1155/2009/496175>

Carvalho, D.A.; De Beserra, M.M.L. 2004. Plano de Manejo - Parque Nacional das Emas. IBAMA. 893p.

Codenotti, T.L.; Alvarez, F. 1997. Cooperative breeding between males in the greater rhea *Rhea Americana*. *Ibis* 139: 568-571. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1997.tb04675.x>

Codenotti, T.L.; Alvarez, F. 2000. Habitat use by Greater Rheas *Rhea americana* in an agricultural area of southern Brazil. *Revista de Etologia* 2:77-84.

Cordeiro, J.L.P.; Fragoso, J.M.; Crawshaw, D.; Oliveira, L.F.B. 2016. Lowland tapir distribution and habitat loss in South America. *PeerJ* 4: e2456. <https://doi.org/10.7717/peerj.2456>

Delibes, M. 1979. Le lynx dans la Peninsule Iberique: repartition et regression. *Bulletin Mensuel Office Nationale de la Chasse: Le lynx (Special issue)*: 41–46.

De Vivo, M.; Carmignotto, A.P.; Gregorin, R.; Hingst_Zaher, E.; Jack-Ximenes, G.E.; Miretzki, M.; Percequillo, A.R.; Rollo, M.M.; Rossi, R.V.; Taddei, V.A. 2011. Checklist dos mamíferos do Estado de São Paulo, Brasil. *Biota Neotropica* 11: 111-131. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000500007>

Di Bitetti, M.S.; Paviolo, A.; De Angelo, C. 2014. Camera trap photographic rates on roads vs. off roads: location does matter. *Mastozoología Neotropical*, 21(1): 37-46.

Dirzo, R.; Young, H.S.; Galetti, M.; Ceballos, G.; Isaac, N.J.B.; Collen, B. Defaunation in the Anthropocene. 2014. *Science* 345: 401-406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>

Deliberação Normativa, nº 147 de 30 de abril de 2010. 2010. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=13192>>. Acesso em: 15-mai-2019.

Duarte, J. M. B.; Vogliotti, A.; dos Santos Zanetti, E.; de Oliveira, M. L.; Tiepolo, L. M.; Rodrigues, L. F.; et al. 2012. Avaliação do risco de extinção do veado-campeiro *Ozotoceros bezoarticus* Linnaeus, 1758, no Brasil. Biodiversidade Brasileira 1:20-32.

Faraway, J. 2016. Package ‘faraway’. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/faraway/faraway.pdf>>. Acesso em: 14-fev-2019.

Fisk, I.; Chandler, R. 2011. unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. Journal of Statistical Software, 43(10), 1-23. Disponível em: <<https://www.jstatsoft.org/article/view/v043i10>>. Acesso em: 12-fev-19. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>

Foster, V.; Sarmiento, P. Sollamn, R.; Tôrres, N.M.; Jácomo, A.T.A.; Negrões, N.; Fonseca, C.; Silveira, L. 2013. Jaguar and puma activity patterns and predator-prey interactions in four brazilian biomes. Biotropica: 45(3): 373–379. <https://doi.org/10.1111/btp.12021>

Foster, R.J.; Harmsen, B.J.; Macdonald, D.W.; Collins, J.; Urbina, Y.; Garcia, R.; Doncaster, C.P. 2016. Wild meat: a shared resource amongst people and predators. Oryx 5(1): 63-75. <https://doi.org/10.1017/S003060531400060X>

Futuyma, D. J.; Moreno, G. 1988. The evolution of ecological specialization. Annual Review of Ecology and Systematics 19(1), 207-233. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.19.110188.001231>

Garla, R.C.; Setz, E.Z.F.; Gobbi, N. 2001. Jaguar (*Panthera onca*) food habits in Atlantic rain forest of southeastern Brazil. Biotropica 33: 691-696. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2001.tb00226.x>

Giozza, T.P.; Jácomo, A.T.D.A.; Silveira, L.; Mundim, N. 2017. Abundância relativa de mamíferos de médio e grande porte na região do Parque Nacional das Emas-GO. Revista Brasileira de Zoociências 18(3):71–87. <https://doi.org/10.34019/2596-3325.2017.v18.24671>

Gongora, J.; Reyna-Hurtado, R.; Beck, H.; Taber, A.; Altrichter, M.; Keuroghlian, A. 2011. *Pecari tajacu*. The IUCN Red List of Threatened Species 2011: e.T41777A10562361. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T41777A10562361.en>. Acesso em: 19-abr-2019. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-2.RLTS.T41777A10562361.en>

Gotelli, N. J. 2009. Ecologia. 4 ed. Londrina: Editora Planta, 287 p.

Griffiths, D., 1975. Prey availability and the food of predators. Ecology 56, 1209-1214. <https://doi.org/10.2307/1936161>

Hunter, L. 2011. Carnivores of the world. Princeton University Press, Princeton, NJ.

Hutchinson, G. E. 1978. An introduction to population ecology. Yale University Press, New Haven, CT.

IBGE, 2017. Produção agrícola- lavoura temporária. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/mineiros/pesquisa/14/0>>. Acesso em: 20- abr-2019.

IBDF/FBCN. 1981. Plano de manejo do Parque Nacional das Emas (PNE). Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis, Brasília.

Issa, L.M. 2017. Ocupação de predadores topo de cadeia e de suas presas em uma paisagem heterogênea no Cerrado. Dissertação. Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, UFU, Uberlândia, MG, 2017.

IUCN 2019. IUCN Red List of threatened species. Version 2019.1. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/>>. Download em: 30-mar-2019.

Jácomo, A.T.A., 2004. Ecologia, manejo e conservação do queixada *Tayassu pecari* no Parque Nacional das Emas e em propriedades rurais de seu entorno. Tese de doutorado em Biologia Animal – Universidade Federal de Brasília.

Jácomo, A.T.A.; Furtado, M. M.; Kashivakura, C. K.; Marinho-Filho, J.; Sollmann, R.; Tôrres, N.M.; Silveira, L. 2013. White-lipped peccary home-range size in a protected area and farmland in the central Brazilian grasslands. Journal of Mammalogy, 94(1):137-145. <https://doi.org/10.1644/11-MAMM-A-411.1>

Kassen, R. 2002. The experimental evolution of specialists, generalists, and the maintenance of diversity. Journal of evolutionary biology 15(2), 173-190. <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.2002.00377.x>

Karanth, K.U.; Chellam, R. 2009. Carnivore conservation at the crossroads. Oryx 43(1): 1-2. <https://doi.org/10.1017/S003060530843106X>

Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N., Link, W.A., Hines, J.E., 2004. Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 101, 4854-4858. <https://doi.org/10.1073/pnas.0306210101>

Kerr, J.T. 1997. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. Conservation Biology 11:1094–1100. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96089.x>

Keuroghlian, A., Desbiez, A., Reyna-Hurtado, R., Altrichter, M., Beck, H., Taber, A. & Fragoso, J.M.V. 2013. *Tayassu pecari*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T41778A44051115. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T41778A44051115.en>. Acesso em: 19- abr- 2019.

Krauss, J.; Bommarco, R.; Guardiola, M.; Heikkinen, R.K.; Helm, A.; Kuussaari, M.; Lindborg, R.; Ockinger, E; Partel, M.; Pino, J.; Poyry, J.; Raatikainen, K.M.; Sang, A.; Stefanescu, C.; Teder, T.; Zobel, M. 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. Ecology Letters 13:597-606. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x>

- Lima, M.; Peres, C.A.; Abrahams, M.I.; Junior, C.A.S.; Costa, G.M.; Santos, R.C. 2019. The paradoxical situation of the white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) in the state of Mato Grosso, Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation* 17: 36–39. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.12.001>
- Lopez-González, C.A.; Miller, B.J. 2002. Do jaguars (*Panthera onca*) depend on large prey? *Western North American Naturalist* 62: 218-222.
- Lyra-Jorge, M.C.; Ciocheti, G.; Pivello, V.R. 2009b. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. *Biodiversity and Conservation* 17:1573-1580. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9366-8>
- Lyra-Jorge, M.C.; Ribeiro, M.C.; Ciocheti, G.; Tambosi, L.R.; Pivello, V.R. 2009a. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research* 53:359-368. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0324-x>
- MacArthur, R.H.; Pianka, E.R. 1966. On optimal use of a patchy environment. *American Naturalist*, 100: 603-609. <https://doi.org/10.1086/282454>
- Mackenzie, D.; Kendall, W. 2002. How should detection probability be incorporated into estimates of relative abundance? *Ecology* 83:2387–2393. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2387:HSDPBI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2387:HSDPBI]2.0.CO;2)
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L.; Hines, J.E. 2006. *Occupancy estimation and modeling*. Academic Press.
- Mazzoli, M. 2009. Loss of historical range of jaguars in southern Brazil. *Biodiversity Conservation* 18: 1715-1717. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9552-8>
- Medri, I. M.; Mourão, G. 2005. A brief note on the sleeping habits of the giant anteater-*Myrmecophaga tridactyla* Linnaeus (Xenarthra, Myrmecophagidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4):1213-1215. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752005000400061>
- Merino, M.L.; Semeñiuk, M.B.; Fa, J.E. 2011. Effect of cattle breeding on habitat use of pampas deer *Ozotoceros bezoarticus* celer in semiarid grasslands of San Luis, Argentina. *Journal of Arid Environments* 75: 752-756. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.03.002>
- Miranda, E.; Jacomo, A.T.A.; Tôrres, N.M.; Alves, G.B.; Silveira, L. 2018. What are jaguars eating in a half-empty forest? Insights from diet in an overhunted Caatinga reserve. *Journal of Mammalogy* 99 (3): 724-731. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy027>
- Miranda, J.R.; Miranda, E.E. 2004. Biodiversidade e sistemas de produção orgânica: recomendações no caso da cana-de-açúcar. Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária, Embrapa Monitoramento por Satélite e Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Embrapa Documentos 27, ISSN 010378110.
- MMA, 2014. Portaria n° 444, de 17 de dezembro de 2014. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/biodiversidade/fauna-brasileira/avaliacao-do-risco/PORTARIA_N%C2%BA_444_DE_17_DE_DEZEMBRO_DE_2014.pdf>. Acesso em: 08-abr-2019

Montgomery, D.C.; Peck, E.A.; Vinning, G. 2012. Introduction to linear regression analysis. 4 ed., Hoboken: John Wiley, 2012.

Oliveira, T.G. 2002. Comparative feeding ecology of the jaguar and puma in the Neotropics. In: Medellín, R.A.; Equihua, C.; Chetkiewicz, C.L. Crawshaw Jr., P.G.; Rabinowitz, A.R.; Redford, K.H.; Robinson, J.G.; Sanderson, E.W. Taber, A. (eds). El jaguar en el Nuevo milenio, Ediciones Científicas Universitárias. Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society, New York, pp. 265-288.

Morin, P. J. 1999. Community ecology. Blackwell Science, Maiden, Massachusetts.

Morisson, 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 Mammalogy* 88, 1363-1380. <https://doi.org/10.1644/06-MAMM-A-124R2.1>

Palomares, F.; Rodríguez, A.; Revilla, E.; Lopez-Bao, J. V.; Calzada, J. 2011. Assessment of the conservation efforts to prevent extinction of the Iberian lynx. *Conservation Biology* 25:4–8. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01607.x>

Paviolo, A.; De Angelo, C.; Ferraz, K.M.P.M.B.; Morato, R.G.; Pardo, J.M.; Srbeć-Araújo, A.C.; Beisiegel, B.M.; Lima, F.; Sana, D.; Xavier, M.; Velasquez, M.C.; Cullen, L.; Crawshaw, P.; Jorge, M.L.S.P.; Galetti, P.M.; Di Bitetti, M.S.; De Paula, R.C.; Eisirik, E.; Aide, T.M.; Cruz, P.; Perilli, M.L.L.; Souza, A.S.M.C.; Quiroga, V.; Nakano, E.; Pinto, F.R.; Fernandez, S.; Costa, S.; Moraes Jr., E.A.; Azevedo, F. 2016. A biodiversity hotspot losing its top predator: the challenge of jaguar conservation in the Atlantic Forest of South America. <https://doi.org/10.1038/srep37147>

Pellet, J., Schmidt, B. 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation* 123, 27–35. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.10.005>

Penido, G. 2016. Abundância e distribuição espaço-temporal de mesopredadores na Caatinga do Piauí. Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília. Brasília. 112p.

Peres, C.A. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77: 115-123. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(96\)00010-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(96)00010-9)

Perez, E.; Pacheco, L.F. 2006. Damage by large mammals to subsistence crops within a protected area in a montane forest of Bolívia. *Crop Protection* 25(9), 933-939. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2005.12.005>

Pitman, N. C. A.; Norris, D.; Gonzalez, J.M.; Torres, E.; Pinto, F.; Collado, H.; Concha, W.; Thupa, R.; Quispe, E.; Péres, J.; del Castilho, J.C.F. 2011. Four years of vertebrate monitoring on an upper Amazonian river. *Biodiversity and Conservation* 20: 827–849. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9982-y>

Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. *The American Naturalist*, v.132, p. 652- 661. <https://doi.org/10.1086/284880>

Quigley, H.; Foster, R.; Petracca, L.; Payan, E.; Salom, R.; Harmsen, B. 2017. *Panthera onca*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T15953A123791436. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T15953A50658693.en>. Downloaded on 11 April 2019.

R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rabinowitz, A. R.; Nottingham, B. G. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central- America. Journal of Zoology 210: 149-159. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1986.tb03627.x>

Reis, N.R., Peracchi, A.L., Pedro, W.A., Lima, I.P. 2006. Mamíferos do Brasil. Londrina: Reis, N.R. 437p.

Ripple, W.J.; Wirsing, A.J., Wilmers, C.C.; Letnic, M. 2013. Widespread mesopredator effects after wolf extirpation. Biological Conservation 160: 70-79. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.033>

Ripple, W.J.; Estes, J.A.; Beschta, R.L.; Wilmers, C.C.; Ritchie, E.G.; Hebblewhite, M.; Berger, J.; Elmhagen, B.; Letnic, M.; Nelson, M.P.; Schmitz, O.J.; Smith, D.W.; Wallach, A.D.; Wirsing, A.J. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. Science 343 (6167). <https://doi.org/10.1126/science.1241484>

Ritchie, E.G. et al. 2012. Ecosystem restoration with teeth: what role for predations? Trends Ecology Evolution 27: 265-271. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.01.001>

Rodrigues, F.H.G. 1996. História natural e biologia comportamental do Veado-campeiro no Parque Nacional das Emas. In: XIV Encontro Anual de Etologia: 223-231. Uberlândia.

Rodrigues, F.H.G., Silveira, L., Jacomo, A.T.A., Carmignotto, A.P., Bezerra, A.M.R., Coelho, D.C., Garbogini, H., Pagnozzi, J., Hass, A. 2002. Riqueza e caracterização da fauna de mamíferos do Parque Nacional das Emas, Goiás. Revista Brasileira de Zoologia 19(2): 589–600. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752002000200015>

Rodríguez, A.; Calzada, J. 2015. *Lynx pardinus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T12520A50655794. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12520A50655794.en>. Downloaded on 11 April 2019. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-2.RLTS.T12520A50655794.en>

Romero- Balderas, K.G.; Naranjo, E.J.; Morales, H.H.; Nigh, R.B. 2006. Damages caused by wild vertebrates species in corn crops at the Lancadon Forest, Chiapas, México. Interciência 31(4):276-283.

Romero-Muñoz, A.; Maffei, L.; Cuéllar, E.; Noss, A. J. 2010. Temporal separation between jaguar and puma in the dry forests of Southern Bolivia. Journal of Tropical Ecology 26: 303–311. <https://doi.org/10.1017/S0266467410000052>

Royle, J.A.; Nichols, J.D. 2003. Estimating abundance from repeated presence-absence data or point counts. Ecology 84(3): 777-790. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2003\)084\[0777:EAFRPA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2003)084[0777:EAFRPA]2.0.CO;2)

Sandom, C. J.; Faurby, S.; Svenning, J.C.; Burnham, D.; Svenning, J.C.; Dickman, A.; Hinks, E.A.; Macdonald, E.A.; Ripple, W.J.; Williams, J.; Macdonald, D.W. 2017. Learning from the past to prepare for the future: felids face continued threat from declining prey. *Ecography* 41: 140–152. <https://doi.org/10.1111/ecog.03303>

Schoener, T.W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. *Science* 185: 27-39. <https://doi.org/10.1126/science.185.4145.27>

Silveira, L. 2004. Ecologia comparada e conservação da onça-pintada (*Panthera onca*) e onça-parda (*Puma concolor*), no Cerrado e Pantanal. Tese de doutorado em Biologia Animal – Universidade Federal de Brasília.

Silveira, L.; Rodrigues, F.H.G.; Jácomo, A.T.A.; Diniz-Filho, J.A.F. 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx* 33(2): 108-114. <https://doi.org/10.1046/j.1365-3008.1999.00039.x>

Simon, M.A.; Gil-Sanches, J.M.; Ruiz, G.; Garrote, G.; McCain, E.B.; Fernandez, L.; Opez-Parra, M.L.; Rojas, E.; Arenas-Rojas, R.; Del Rey, T.; Garcia-Tardio, M.; Lopez, G. Reverse of the decline of the endangered Iberian lynx. 2012. *Conservation Biology* 26(4): 731-736. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01871.x>

Sollmann, R.; Furtado, M.M.; Gardner, B.; Hofer, H.; Jácomo, A.T.A.; Tôrres, N.M.; Silveira, L. 2011. Improving density estimates for elusive carnivores: accounting for sex-specific detection and movements using spatial capture-recapture models for jaguars in central Brazil. *Biological Conservation*, 144: 1017–1024. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.011>

Sollmann, R.; Betsch, J.; Furtado, M. M.; Hofer, H.; Jácomo, A. T.; Palomares, F.; Silveira, L. 2013. Note on the diet of the jaguar in central Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 59(3), 445-448. <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0708-9>

Sollmann, R.; Furtado, M. M.; Hofer, H.; Jacomo, A. T.; Tôrres, N. M.; Silveira, L. 2012. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*, 77(1), 41-46. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2011.06.011>

Souza, J.L.; Anacleto, T.C.S. 2012. Levantamento de mamíferos atropelados na BR-158, Estado do Mato Grosso, Brasil. In: BAGER, A. (eds). *Ecologia das Estradas: tendências e pesquisa*. Lavras: Editora da UFLA, pp. 207-221.

Stephens, D.W.; Krebs, J.R., 1986. *Foraging theory*. Princeton University Press, Princeton, USA.

SNUC, Sistema Nacional de Unidades de Conservação. 2000. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm> . Acesso em: 20-jan-2019.

Sunquist, M.E.; Sunquist, F.C. 1989. Ecological constraints on predation by large felids. In *Carnivore Behavior, Ecology and Evolution*. Gittleman J.L. (Ed). Cornell University Press, New York, USA, pp. 283-381. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-4716-4_11

Vanderwal, J.; Falconi, L.; Januchowski, S.; Shoo, L.; Storlie, C. 2015. *Species Distribution Modelling Tools: Tools for processing data associated with species*

distribution modelling exercises. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/SDMTools/SDMTools.pdf>>. Acesso em: 10-fev-2019.

Verdade, L.M.; Gheler-Costa, C.; Penteado, M.; Dotta, G. 2012. The impacts of sugarcane expansion on wildlife in the state of São Paulo, Brazil. *Journal of Sustainable Bioenergy Systems* 2: 138-144. <https://doi.org/10.4236/jsbs.2012.24020>

Vynne, C.; [Keim](#), J.L.; Machado, R.B.; Marinho-Filho, J.; Silveira, L.; Groom, M.J.; Wasser, S. 2011. Resource selection and its implications for wide-ranging mammals of the brasilian Cerrado. *Plos One*: 6(12): e28939. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028939>

Weckel, M.; Giuliano, W.; Silver, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology* 270: 25-30. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2006.00106.x>

Zurr, A.; Leno, E.N.; Smith, G.M. 2007. *Analysing ecological data*. Springer; Edição: Softcover reprint of hardcover 1st ed. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-45972-1>

6. ANEXOS

Anexo 2.1- Lista das espécies de presas potenciais de onça-pintada registradas no Parque Nacional das Emas ao longo do período de 2008 a 2016. MMA (2014) e IUCN (2019) indicam a categoria de ameaça de extinção nas quais cada espécie se enquadra em nível nacional e global, respectivamente: LC= Preocupação Mínima; NT = Quase Ameaçada; VU = Vulnerável; DD = Dados Deficientes. Os nomes em negrito indicam as espécies avaliadas nesse estudo.

Espécies	Nome popular	MMA (2014)	IUCN (2019)
MAMÍFEROS			
<i>Didelphis albiventris</i>	gambá-de-orelha-branca		LC
<i>Cabassous unicinctus</i>	tatu-de-rabo-mole		LC
<i>Dasypus novemcinctus</i>	tatu-galinha		LC
<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peba		LC
<i>Priodontes maximus</i>	tatu-canastra	VU	VU
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	tamanduá-bandeira	VU	VU
<i>Tamandua tetradactyla</i>	tamanduá-mirim		LC
<i>Alouatta caraya</i>	bugio		LC
<i>Sapajus libidinosus</i>	macaco-prego		LC
<i>Cercopithecus thomasi</i>	macaco-prego		LC
<i>Cercopithecus thomasi</i>	macaco-prego		LC
<i>Speothos venaticus</i>	cachorro-vinagre	VU	NT
<i>Lycalopex vetulus</i>	raposinha-do-campo	VU	LC
<i>Chrysocyon brachyurus</i>	lobo-guará	VU	NT
<i>Leopardus colocolo</i>	gato-palheiro	VU	NT
<i>Leopardus pardalis</i>	jaguar		LC
<i>Puma concolor</i>	onça-parda	VU	LC
<i>Puma yagouaroundi</i>	gato-mourisco	VU	LC
<i>Panthera onca</i>	onça-pintada	VU	NT
<i>Eira barbara</i>	irara		LC
<i>Galictis cuja</i>	furão		LC
<i>Lontra longicaudis</i>	lontra		NT
<i>Conepatus semistriatus</i>	jaratataca		LC
<i>Nasua nasua</i>	quati		LC
<i>Procyon cancrivorus</i>	mão-pelada		LC
<i>Pecari tajacu</i>	cateto		LC
<i>Tayassu pecari</i>	queixada	VU	VU
<i>Blastocerus dichotomus</i>	cervo-do-Pantanal	VU	VU
<i>Ozotoceros bezoarticus</i>	veado-campeiro	VU	NT
<i>Mazama americana</i>	veado-mateiro		LC
<i>Mazama gouazoubira</i>	veado-catingueiro		LC
<i>Tapirus terrestris</i>	anta	VU	VU
<i>Coendou prehensilis</i>	ourico-cacheiro		LC

<i>Cuniculus paca</i>	paca	LC
<i>Dasyprocta azarae</i>	cutia	DD
<i>Hydrochoerus hydrochaeris</i>	capivara	LC
RÉPTEIS		
<i>Salvator duseni</i>	teiu	
<i>Salvator merianae</i>	teiu	LC
AVES		
<i>Cariama cristata</i>	seriema	LC
<i>Rhea americana</i>	ema	NT
<i>Crypturellus parvirostris</i>	inhambu-xororó	LC
<i>Rhynchotus rufescens</i>	perdiz	LC
<i>Crax fasciolata</i>	mutum-de-penacho	VU
<i>Penelope superciliaris</i>	jacupemba	LC

Anexo 2.2. Modelos concorrentes de detecção com $\Delta AIC < 2$. Os modelos marcados em negrito indicam o modelo com as covariáveis selecionadas para a análise de ocupação. k= número de parâmetros; ω = weight do AIC.

Espécie	Amostragem	Modelos de detecção	k	AIC	ΔAIC	ω
Anta	2008	onça + savana + campo	5	805,88	0	0,36
		savana + campo	4	807,09	1,2	0,2
		floresta + savana + campo + onça	6	807,32	1,44	0,17
		floresta + savana + campo	5	807,76	1,88	0,14
	2010	campo	3	503,69	0	0,26
		savana + campo	4	504,73	1,04	0,15
		onça + campo	4	505,22	1,53	0,12
		floresta + campo	4	505,67	1,98	0,1
	2013	onça + floresta + campo	5	115,38	0	0,41
		onça + savana + campo	5	116,38	1	0,25
		floresta + savana + campo + onça	6	116,95	1,57	0,19
	2016-2017	onça	3	561,44	0	0,19
		nulo	2	561,67	0,23	0,17
		onça + floresta	4	563,15	1,71	0,08
		savana	3	563,38	1,95	0,07
		onça + savana	4	563,43	1,99	0,07
Veado-campeiro	2008	savana + campo	4	342,35	0	0,16
		floresta + savana + campo	5	342,57	0,21	0,14
		onça + savana + campo	5	342,64	0,28	0,14
		savana	3	342,65	0,3	0,14
		floresta + savana + campo + onça	6	342,77	0,42	0,13
		onça + savana	4	343,22	0,86	0,1
		floresta + savana	4	343,83	1,48	0,08
	2010	nulo	2	214,95	0	0,19
		savana + campo	3	215,29	0,34	0,16
		onça	3	216,58	1,64	0,08
		onça + floresta	4	216,73	1,79	0,08
		savana	3	216,79	1,84	0,07
		campo	3	216,81	1,87	0,07
		floresta + campo	4	216,92	1,98	0,07
	2013	nulo	2	122,67	0	0,28
		savana	3	124,57	1,89	0,11
campo		3	124,59	1,92	0,11	
onça		3	124,67	1,99	0,1	
floresta		3	124,67	1,99	0,1	
2016-2017	onça + floresta	4	160,57	0	0,16	
	onça + floresta + savana	5	160,92	0,36	0,14	
	nulo	2	160,97	0,41	0,13	
	onça	3	161,91	1,35	0,08	
	floresta + savana + campo + onça	6	162,11	1,54	0,07	

		onça + floresta + campo	5	162,5	1,94	0,06
Cateto	2008	savana	3	135,83	0	0,32
		floresta + savana	4	137,25	1,42	0,16
		savana + campo	4	137,55	1,72	0,13
		onça + savana	4	137,67	1,84	0,13
	2010	onça + floresta	4	124,65	0	0,23
		onça	3	126,25	1,6	0,1
		onça + floresta + savana	5	126,26	1,61	0,1
		onça + savana	4	126,41	1,76	0,1
	2013	onça + floresta + savana	5	126,52	1,87	0,09
		onça + campo	4	44,6	0	0,7
		campo	3	45,54	0,94	0,17
		savana + campo	4	45,69	1,09	0,15
	2016-2017	onça + floresta + campo	5	46,54	1,94	0,1
		campo	3	134	0	0,18
		onça + campo	4	134,2	0,2	0,17
		onça + savana + campo	5	135,58	1,58	0,08
		floresta + campo	4	135,86	1,86	0,07
		onça	3	135,89	1,89	0,07
Queixada	2008	savana + campo	4	135,93	1,93	0,07
		onça + floresta + campo	5	517,24	0	0,17
		onça	3	517,42	0,18	0,16
		savana + campo	4	518,32	1,09	0,1
		onça + campo	4	518,6	1,36	0,09
		onça + savana	4	519	1,76	0,07
	2010	floresta + savana + campo + onça	6	519,21	1,97	0,06
		onça + floresta	4	316,03	0	0,3
		onça	3	316,7	0,67	0,21
		onça + floresta + campo	5	317,89	1,86	0,12
	2013	onça + floresta + savana	5	317,93	1,9	0,12
		onça + savana + campo	5	128,61	0	0,39
		onça + floresta + campo	5	129,93	1,32	0,2
		floresta + savana + campo + onça	6	130,46	1,85	0,15
	2016-2017	savana	3	560,78	0	0,19
		onça + savana	4	560,99	0,21	0,17
		campo	3	562,29	1,51	0,09
		savana + campo	4	562,37	1,59	0,08
onça + savana + campo		5	562,62	1,84	0,07	
floresta + savana		4	562,75	1,97	0,07	
Tamanduá	2008	savana	3	648,63	0	0,28
		onça + savana	4	650,36	1,73	0,12
		floresta + savana	4	650,55	1,92	0,11
		savana + campo	4	650,58	1,95	0,1
	2010	floresta + savana	4	388,07	0	0,3
		onça + floresta + savana	5	388,38	0,31	0,26

		floresta + savana + campo	5	390,06	1,99	0,11
		campo	3	225,17	0	0,25
		savana + campo	4	226,1	0,93	0,16
	2013	floresta + savana + campo	5	226,47	1,31	0,13
		floresta + campo	4	226,65	1,48	0,12
		onça + campo	4	226,84	1,68	0,11
		savana	3	295,08	0	0,14
		campo	3	295,39	0,31	0,12
		nulo	2	295,86	0,78	0,09
	2016-2017	floresta + savana	4	296,05	0,97	0,08
		floresta	3	296,26	1,18	0,08
		savana + campo	4	296,26	1,18	0,08
		onça + savana	4	296,34	1,26	0,07
		floresta + campo	4	296,6	1,53	0,06
		onça + floresta + campo	5	148,54	0	0,4
	2008	floresta + campo	4	149,54	1	0,24
		floresta + savana + campo + onça	6	150,52	1,98	0,15
		onça + floresta + campo	5	115,36	0	0,46
	2010	floresta + savana + campo + onça	6	116,07	0,7	0,32
		onça + floresta + campo	5	78,13	0	0,29
	2013	floresta + savana + campo + onça	6	78,21	0,08	0,27
		onça + floresta	4	79,92	1,79	0,12
		onça + campo	4	333,07	0	0,33
	2016-2017	campo	3	334,64	1,56	0,15
		onça + floresta + campo	5	334,73	1,66	0,15
		onça + savana + campo	5	334,81	1,74	0,14
		floresta + savana + campo	5	109,22	0	0,28
	2008	floresta + campo	4	109,91	0,68	0,2
		savana + campo	4	110,87	1,64	0,12
		floresta + savana + campo + onça	6	110,95	1,73	0,12
		floresta + savana + campo	5	31,24	0	0,23
	2010	floresta + campo	4	31,63	0,39	0,19
		floresta + savana	4	31,75	0,51	0,18
		onça + floresta + campo	5	137,43	0	0,3
	2013	floresta + campo	4	138,77	1,34	0,15
		floresta + savana + campo + onça	6	139,32	1,89	0,12
		onça + campo	4	139,35	1,92	0,11
		nulo	2	456,28	0	0,19
		campo	3	456,44	0,17	0,17
	2016-2017	onça + campo	4	457,98	1,71	0,08
		savana	3	458	1,73	0,08
		floresta	3	458,09	1,82	0,08
		onça	3	458,22	1,95	0,07

Anexo 2.3. Modelos concorrentes de ocupação com $\Delta AIC < 2$ utilizados para estimativa de abundância das espécies de presas preferenciais de onça-pintada no Parque Nacional das Emas. Os modelos marcados em negrito indicam o melhor modelo e, conseqüentemente, o modelo selecionado para a estimativa de abundância. k= número de parâmetros; ω = weight do AIC.

Espécie	Amostragem	Modelos de ocupação	k	AIC	ΔAIC	ω
Anta	2008	floresta + campo	6	801,58	0	0,19
		campo	5	801,8	0,21	0,17
		onça + campo	6	802,11	0,53	0,15
		onça + floresta + campo	7	802,13	0,54	0,15
		floresta + savana + campo	7	803,4	1,82	0,08
		savana + campo	6	803,52	1,94	0,07
	2010	savana + campo	5	501,91	0	0,16
		campo	4	501,93	0,01	0,16
		savana	4	502,32	0,4	0,13
		nulo	3	503,69	1,77	0,07
		floresta + savana + campo	6	503,69	1,77	0,07
		onça + savana + campo	6	503,82	1,9	0,06
		onça + campo	5	503,83	1,91	0,06
	2013	floresta + campo	5	503,86	1,95	0,06
		onça	6	97,13	0	0,32
		onça + floresta	7	98,41	1,27	0,17
		onça + savana	7	98,8	1,66	0,14
	2016-2017	onça + campo	7	99,07	1,93	0,12
		onça	3	561,09	0	0,22
		nulo	2	561,67	0,58	0,16
		onça + floresta	4	563,06	1,97	0,08
Campeiro	2008	onça + campo	4	563,08	1,99	0,08
		nulo	3	342,65	0	0,22
		floresta	4	343,27	0,62	0,16
	2010	onça	4	344,59	1,93	0,08
		floresta	3	214,87	0	0,15
		nulo	2	214,95	0,07	0,14
		floresta + campo	4	215,17	0,29	0,13
		floresta + savana	4	216,14	1,26	0,08
		campo	3	216,38	1,5	0,07
		onça + floresta	4	216,62	1,75	0,06
	2013	onça + floresta + campo	5	216,72	1,85	0,06
		nulo	2	122,67	0	0,25
		campo	3	124,23	1,56	0,12
	2016-2017	onça	3	124,36	1,69	0,11
		onça + floresta + campo	5	156,54	0	0,24
floresta + savana+ campo + onça		6	157,85	1,31	0,12	

		onça + campo	4	158,06	1,52	0,11
		onça + floresta	4	158,08	1,54	0,11
		savana	4	135,31	0	0,2
	2008	nulo	3	135,83	0,52	0,16
		onça + savana	5	137	1,69	0,09
		savana + campo	5	137,13	1,82	0,08
		floresta + savana	5	137,27	1,96	0,08
	2010	onça	3	561,09	0	0,22
		nulo	2	561,67	0,58	0,16
		onça + floresta	4	563,06	1,97	0,08
		onça + campo	4	563,08	1,99	0,08
	2013	campo	4	121,97	0	0,24
		onça + campo	5	122,85	0,88	0,16
		savana + campo	5	123,62	1,65	0,11
		floresta + campo	5	123,69	1,72	0,1
		onça + floresta + campo	6	123,87	1,9	0,09
	2016-2017	onça	4	133,45	0	0,18
		nulo	3	134	0,55	0,14
		onça + campo	5	134,85	1,4	0,09
		onça + floresta	5	135,11	1,67	0,08
		floresta	4	135,22	1,78	0,07
		onça + savana	5	135,27	1,82	0,07
		campo	4	135,34	1,9	0,07
	2008	nulo	3	517,42	0	0,24
		campo	4	519,07	1,66	0,1
		floresta	4	519,2	1,78	0,1
		savana	4	519,24	1,82	0,1
	2010	floresta	4	315,97	0	0,17
		onça + floresta	5	316,6	0,63	0,13
		nulo	3	316,7	0,73	0,12
		onça	4	317,26	1,29	0,09
		floresta + campo	5	317,82	1,85	0,07
		floresta + savana	5	317,83	1,86	0,07
	2013	onça	6	122,8	0	0,21
		onça + savana + campo	8	123,3	0,5	0,16
		onça + savana	7	123,51	0,71	0,14
		onça + floresta + savana	8	123,54	0,74	0,14
		onça + campo	7	124,13	1,33	0,11
		onça + floresta	7	124,36	1,56	0,09
	2016-2017	onça	4	559,94	0	0,2
		nulo	3	560,78	0,84	0,13
		onça + campo	5	561,16	1,22	0,11
		onça + floresta	5	561,82	1,88	0,08
		onça + savana	5	561,85	1,91	0,08
		campo	4	561,86	1,92	0,08

Tamanduá- bandeira	2008	savana	4	644,85	0	0,3
		savana + campo	5	646,53	1,68	0,13
		onça + savana	5	646,58	1,74	0,13
		floresta + savana	5	646,64	1,79	0,12
	2010	onça	5	388,06	0	0,18
		nulo	4	388,07	0	0,18
		savana	5	389,85	1,8	0,07
		onça + savana	6	389,88	1,82	0,07
		onça + campo	6	389,98	1,91	0,07
		onça + floresta	6	390	1,94	0,07
		floresta	5	390,03	1,96	0,07
	2013	campo	5	390,06	1,99	0,07
		campo	4	221,13	0	0,23
		savana + campo	5	221,66	0,54	0,17
		floresta + savana + campo	6	222,27	1,14	0,13
		floresta + campo	5	222,69	1,56	0,1
	2016-2017	onça + campo	5	222,94	1,81	0,09
		nulo	3	295,08	0	0,2
		floresta	4	296,3	1,22	0,11
onça		4	296,32	1,24	0,11	
campo		4	296,33	1,25	0,11	
Tatu	2008	savana	4	297,07	1,99	0,07
		campo	5	147,93	0	0,21
		onça + campo	6	149,29	1,35	0,11
		floresta + campo	6	149,5	1,56	0,1
		nulo	4	149,54	1,6	0,1
	2010	savana + campo	6	149,59	1,65	0,09
		savana	6	114,74	0	0,14
		onça + campo	7	114,93	0,2	0,13
		onça + savana + campo	8	115,1	0,36	1,12
		nulo	5	115,36	0,63	0,1
		onça + savana	7	116,35	1,62	0,06
		campo	6	116,38	1,65	0,06
	2013	savana + campo	7	116,54	1,81	0,06
		floresta + savana	7	116,68	1,94	0,05
		floresta + campo	6	74,69	0	0,27
		onça + floresta + campo	7	75,06	0,37	0,22
	2016-2017	floresta + savana + campo	7	76,49	1,8	0,11
		onça	4	332,76	0	0,24
		onça + campo	5	334,42	1,66	0,1
onça + floresta		5	334,5	1,74	0,1	
nulo		5	334,64	1,88	0,09	
Ema	2008	onça + savana	5	334,69	1,93	0,09
		savana	5	108,87	0	0,18
		nulo	4	109,91	1,03	0,11

	savana + campo	6	110,05	1,17	0,1
	floresta + savana	6	110,37	1,49	0,08
	floresta	5	110,6	1,72	0,08
	campo	5	110,67	1,79	0,07
	onça + savana	6	110,86	1,98	0,07
	savana	5	31,54	0	0,16
	nulo	4	31,63	0,09	0,15
	campo	5	32,41	0,87	0,1
2010	savana + campo	6	32,64	1,09	0,09
	floresta + savana	6	33,06	1,51	0,07
	floresta	5	33,25	1,7	0,07
	onça + savana	6	33,37	1,83	0,06
	onça	5	134,36	0	0,29
2013	onça + campo	6	135,67	1,31	0,15
	onça + floresta	6	136,18	1,82	0,12
	onça + savana	6	136,3	1,94	0,11
	nulo	2	456,28	0	0,22
	campo	3	457,03	0,76	0,15
2016-2017	onça	3	458,23	1,95	0,08
	floresta	3	458,25	1,98	0,08
	savana	3	458,26	1,99	0,08

Anexo 2.4. Efeito das covariáveis nos melhores modelos de ocupação das espécies de presas preferenciais de onça-pintada no Parque Nacional das Emas. Os valores representam os coeficientes β e seus respectivos intervalos de confiança (95%).

Espécie	Ano	Melhor modelo	Intercept	Floresta	Savana	Campo	Presença da onça
<i>Anta (Tapirus terrestris)</i>	2008	campo	2.087 (0.924; 3.250)	-	-	-0.019 (-0.033; -0.004)	-
	2010	campo	-0.893 (-2.272; 0.477)	-	-	0.028 (-0.008; 0.063)	-
	2013	onça	2.530 (1.657; 3.395)	-	-	-	-4.840 (-6.269; -3.414)
	2016-2017	onça	1.103 (0.387; 1.819)	-	-	-	0.374 (-0.068; 0.817)
<i>Campeiro (Ozotoceros bezoarticus)</i>	2008	floresta	-0.324 (-0.931; 0.282)	-0.072 (-0.207; 0.064)	-	-	-
	2010	nulo	-1.290 (-1.935; -0.648)	-	-	-	-
	2013	nulo	-0.868 (-2.144; 0.378)	-	-	-	-
	2016-2017	campo + onça	0.399 (-1.098; 1.896)	-	-	-0.024 (-0.046; -0.001)	-1.545 (-3.588; 0.498)
<i>Cateto (Pecari tajacu)</i>	2008	savana	2.565 (1.761; 3.368)	-	-0.411 (-0.608; -0.213)	-	-
	2010	nulo	-0.653 (-2.539; 1.233)	-	-	-	-
	2013	campo	0.091 (-1.218; 1.296)	-	-	-0.002 (-0.046; -0.007)	-
	2016-2017	nulo	0.385 (-2.327; 3.096)	-	-	-	-
<i>Queixada (Tayassu pecari)</i>	2008	nulo	-0.271 (-0.641; 0.099)	-	-	-	-
	2010	nulo	2.360 (0.629; 4.082)	-	-	-	-
	2013	onça	0.130 (-0.828; 1.087)	-	-	-	-1.900 (-3.275; -0.518)
	2016-2017	nulo	0.399 (0.016; 0.782)	-	-	-	-
<i>Tamanduá (Myrmecophaga tridactyla)</i>	2008	savana	0.197 (-0.176; 0.571)	-	-0.026 (-0.045; -0.006)	-	-
	2010	nulo	1.440 (-0.738; 3.625)	-	-	-	-
	2013	campo	1.778 (0.753; 2.803)	-	-	-0.016 (-0.028; -0.003)	-
	2016-2017	nulo	2.490 (1.596; 3.380)	-	-	-	-
Tatu	2008	campo	-2.693 (-4.284; -1.101)	-	-	0.051 (0.023; 0.079)	-
	2010	campo + onça	-3.250 (-5.381; -1.119)	-	-	0.058 (0.036; 0.079)	-2.973 (-4.737; -1.208)

	2013	floresta + campo	2.715 (0.775; 4.655)	-0.246 (-0.486; -0.007)	-	-0.050 (-0.077; -0.023)	-
	2016-2017	onça	1.147 (-0.900; 3.196)	-	-	-	0.612 (0.014; 1.210)
Ema (<i>Rhea</i> <i>amaericana</i>)	2008	nulo	-0.638 (-2.103; 0.8270)	-	-	-	-
	2010	savana	-1.413 (-3.894; 1.069)	-	0.051 (0.013; 0.089)	-	-
	2013	onça	0.838 (-0.797; 2.473)	-	-	-	-1.544 (-2.853; -0.234)
	2016-2017	nulo	0.691 (0.023; 1.359)	-	-	-	-

CAPÍTULO 3

**SELEÇÃO DE HABITAT DE ONÇAS-PINTADAS (*Panthera onca*) NA REGIÃO
DO PARQUE NACIONAL DAS EMAS, GOIÁS, BRASIL**

**HABITAT SELECTION OF JAGUARS (*Panthera onca*) IN THE REGION OF
THE EMAS NATIONAL PARK, GOIÁS, BRAZIL**

RESUMO

Entender os requerimentos ecológicos das espécies e a influência das mudanças no uso do solo sob os habitats adequados para animais ameaçados de extinção, como a onça-pintada (*Panthera onca*) é necessário para nortear ações de manejo e conservação. Neste estudo foram combinados o uso de armadilhas fotográficas com modelos lineares generalizados mistos (GLMM) para entender como a população de onças-pintadas da região do Parque Nacional das Emas, uma unidade de conservação do Cerrado, tem selecionado seus habitats, considerando características da paisagem relacionadas ao nicho ecológico da espécie. Os resultados mostraram que o melhor modelo para predição de características ambientais que influenciaram o uso de habitat de onças-pintadas incluiu as variáveis campo, mata, cana e distâncias da: água, fragmentos naturais, sedes e estradas. Como esperado, a extensão de área de mata, campo, e a distância à estrada mais próxima tiveram influência positiva na probabilidade de registro de onças-pintadas. Por outro lado, área em hectares de cultivo de cana-de-açúcar, distância à sede e corpos d'água tiveram efeito negativo. Os modelos mais robustos demonstraram que extensões de área de campo e mata foram as variáveis que mais influenciaram o uso de habitat da onça-pintada. Essas informações podem subsidiar o estabelecimento de corredores ecológicos, uma das principais estratégias para a conservação da onça-pintada. No intuito de garantir a viabilidade populacional a longo prazo é preciso trabalhar com conservação em escala de paisagem, e isso significa incluir as áreas protegidas e não protegidas nos projetos que embasarão as ações práticas de manejo e conservação da espécie e como onças-pintadas são reconhecidas como espécie guarda-chuva, estratégias de conservação voltadas para esse predador também favorecerão outras espécies que possuam requerimento de áreas menores.

Palavras-chave: Armadilha fotográfica; Nicho; Uso de habitat; Unidade de conservação; Áreas antropicas.

ABSTRACT

Understanding the ecological requirements of species and also the influence of land use change on habitats suitable for threatened wildlife is necessary for guiding management and conservation actions. In this study, camera trap data and generalized linear mixed models (GLMM) were used to analyze habitat selection by jaguars in Emas National Park, a conservation unit in Cerrado, considering landscape features related to the ecological niche of the species. The best-fit model showed that grassland, forest, sugarcane, distance from water, to natural fragments, to farms and to roads influenced habitat selection by jaguars. As expected, area of forest and grassland patches and distance to the nearest road had positive influence on the probability for recording the species, while sugarcane patch area, and distance to farms and to waterbodies negatively affected it. The robustness models indicated area of grassland and forest patches to be the variables influencing habitat selection the most. The presented information may support the establishment of ecological corridors, one of the main conservation strategies for jaguars. Landscape-scale conservation is required in order to ensure long-term population viability, which means including both protected and non-protected areas in the projects propitiating management and conservation practices. Lastly, as jaguars are known to be an “umbrella species”, conservation strategies focused on this top predator may also work in favor of sympatric species requiring smaller areas.

Keywords: Cameras trap; Niche; Habitat use; Conservation unit; Anthropic areas.

1. INTRODUÇÃO

Obter informações confiáveis sobre a distribuição espacial e os fatores que influenciam a ocorrência de espécies ameaçadas de extinção é essencial para o delineamento de estratégias de manejo e práticas de conservação (Araújo; Williams, 2000; Astete et al., 2016). Entretanto, essas informações precisam ser continuamente monitoradas, porque as mudanças ambientais aceleradas por ações antrópicas podem mudar padrões de seleção de hábitat. Por exemplo, embora muitas espécies ameaçadas de felinos tenham recebido considerável atenção em estudos científicos nos últimos anos, suas populações continuam a diminuir (Brodie, 2009; Ripple et al., 2014; Minin et al., 2016; IUCN, 2019). Entre as causas dessa redução está a alteração de seus habitats (Ripple et al., 2014; Minin et al., 2016), o que pode acarretar mudanças no uso de habitats e na distribuição desses animais, e ainda mais grave, em sua extinção (Ripple et al., 2014).

Conhecer o nicho ecológico de uma espécie, entendido como todos os fatores dentro do ecossistema que agem sob o organismo (Hutchinson, 1957), é essencial para compreender a sua distribuição, seus requerimentos de habitat e o quanto essa espécie tolera as alterações na disponibilidade de recursos e nas condições ambientais ao longo do espaço (Colwell; Futuyma, 1971). É conhecido que mudanças bruscas na composição e estrutura da paisagem podem limitar o movimento e dispersão de algumas espécies mais sensíveis às alterações no ambiente (Tucker et al., 2018) e resultar no estreitamento de seu nicho realizado, que representa o intervalo de condições nas quais a espécie pode de fato estar presente considerando todas as restrições à sua ocorrência, incluindo a disponibilidade de recursos e suas interações ecológicas (Hutchinson, 1957).

O Bioma Cerrado cobre uma área de aproximadamente 2.000.000 km² da região central do Brasil, equivalente a 22% do território nacional (MMA, 2007) e apresenta elevada biodiversidade (Mittermeier et al., 2005). Diante desse cenário, o Cerrado é considerado um dos 34 hotspots do mundo (Mittermeier et al., 2005), apresentando-se como um mosaico de fitofisionomias remanescentes inseridas em uma matriz alterada. Apesar do reconhecimento de sua importância biológica, o Cerrado é o hotspot mundial que possui menor porcentagem de áreas protegidas, sendo apenas 2,85% de seu território legalmente protegido em Unidades de Conservação de Proteção Integral (MMA, 2016). Conseqüentemente, grandes extensões de vegetação nativa em áreas não protegidas vêm sendo convertidas em pastagens cultivadas e culturas agrícolas (Silva et al., 2006). A intensa degradação do bioma também pode ameaçar a preservação de diversas espécies

animais que dependem da existência de vegetação nativa. Esses efeitos também geram modificações imprevisíveis nos comportamentos de espécies ameaçadas de extinção, como a seleção de novos ambientes para se abrigarem e forragearem, especialmente em regiões de transição entre áreas protegidas e não protegidas, porque os animais não reconhecem os limites de cada área e transitam entre ambos os locais (Lyra-Jorge et al., 2009a; Paolino et al., 2016). Para identificar essas modificações comportamentais, são necessários estudos que abranjam áreas protegidas e não protegidas, visando delinear novas práticas de manejo e conservação (Sollmann et al., 2008).

São inúmeras as espécies vegetais e animais encontradas no Cerrado que correm risco de extinção (MMA, 2016). Dentre essas espécies, encontra-se a onça-pintada (*Panthera onca*), classificado como espécie ameaçada na categoria “Vulnerável” no Brasil e como “Quase Ameaçada” considerando toda a sua área de distribuição (Chiarello et al., 2008; IUCN 2019). De acordo com o Plano de Ação Nacional para Conservação da Onça-Pintada, no Bioma Cerrado, a espécie está classificada como “Em Perigo” de extinção (Moraes Jr., 2013). Essa classificação foi baseada em critérios estabelecidos pela International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2009), considerando a redução de 50% dessa população nos últimos 25 anos, e em uma estimativa populacional de menos de 250 indivíduos, distribuídos em apenas 11 populações conhecidas para o bioma. Em decorrência dessa situação, são necessários estudos com as populações de onças-pintadas no Cerrado tanto em áreas protegidas, quanto em paisagens alteradas e fragmentadas, visando compreender quais componentes da paisagem são explorados por esses animais.

Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi investigar a seleção de habitat pelas onças-pintadas na região de uma das maiores unidades de conservação do Cerrado, o Parque Nacional das Emas. Baseado no que se conhece da ecologia da onça-pintada, sabe-se que diferentes tipos de uso do solo podem afetar a presença da onça-pintada de diferentes formas (Morato et al., 2018), contudo, é esperado que locais com vegetação mais densa (de Angelo et al., 2011), com maior proximidade de corpos d’água (ver cap. 1; Cullen Jr. et al., 2005; Morato et al., 2018) e mais próximos à vegetação nativa sejam mais adequados para onças-pintadas (Morato et al., 2018), e assim seriam locais de maior probabilidade de ocorrência da espécie por serem habitats onde esse predador encontra maior riqueza de espécies de presas e abrigo. Também é pensado que infraestruturas humanas, tais como rodovias e sedes de propriedades rurais, tenham um efeito negativo no uso de habitat de onças-pintadas, isso porque elas tenderiam a evitar áreas utilizadas por humanos (Colchero et al., 2011; Espinosa et al., 2018; Jedrzejewski et al., 2018).

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de Estudo

O Parque Nacional das Emas (PNE) está localizado no Estado de Goiás, na região Sudeste do Brasil (Figura 3.1) e foi declarado pela UNESCO como uma Reserva do Patrimônio Mundial da Natureza devido à representatividade do Bioma Cerrado e riqueza de espécies animais, incluindo mamíferos (Carvalho; De Beserra, 2004). Com 132.000 hectares, é uma das maiores Unidades de Conservação (UC) do Bioma Cerrado (Carvalho; De Beserra, 2004) e é composto por quatro fitofisionomias: campos (97%), manchas de cerrado sensu stricto (1%), veredas e matas de galeria (2%), possuindo dois cursos d'água principais, o Rio Formoso e o Rio Jacuba (IBDF/FBCN, 1981). O clima da região possui duas estações bem definidas e é caracterizado por um inverno frio e seco (abril a setembro) e um verão chuvoso (outubro a março), quando a média pluviométrica chega a 1500 mm (IBDF/FBCN, 1981).

Essa UC está inserida em uma das áreas agrícolas mais produtivas do Brasil e sua paisagem de entorno é dominada por culturas perenes (cana-de-açúcar) e anuais (soja e milho) (Figura 3.1) (IBGE, 2017). A paisagem antropizada da região e o isolamento de grandes blocos de vegetação nativa representam as principais ameaças para a população de onças-pintadas do PNE, uma das últimas do Cerrado (Moraes Jr., 2013).

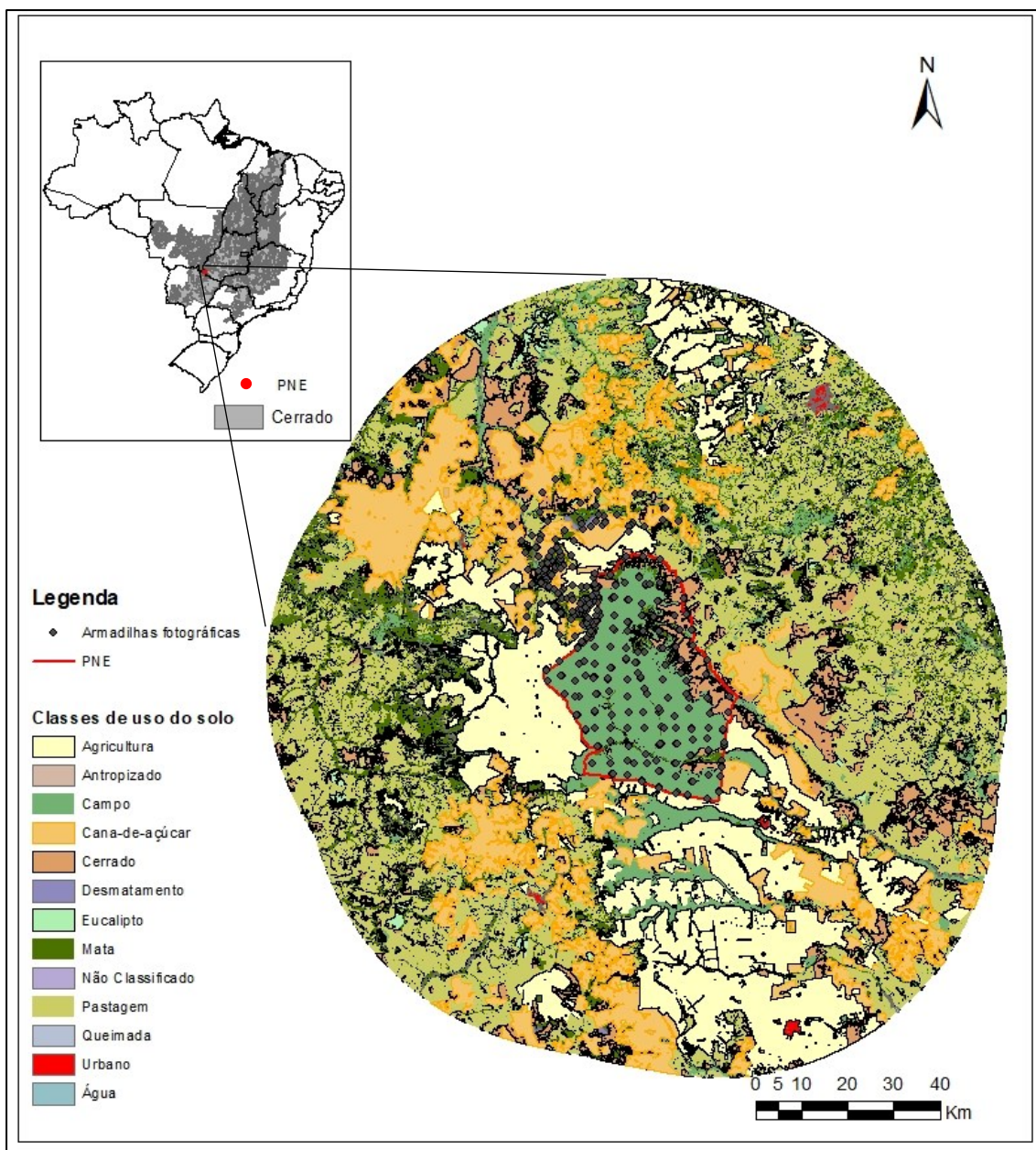


Figura 3.1. Caracterização do uso do solo no Parque Nacional das Emas e em seu entorno com localização das armadilhas fotográficas instaladas em anos sucessivos de amostragem (2008, 2010, 2013 e 2016). Fonte: Oreades Geoprocessamento (imagens Landsat-8 de 2016 e Canasat 2016).

2.2. Coleta de dados

2.2.1. Registro de onças-pintadas

Dados de presença e ausência de onças-pintadas foram obtidos por meio de armadilhas fotográficas instaladas tanto no PNE, quanto em uma zona de 10 km no seu limite norte. Essa distância abrange locais com características ambientais consideradas

adequadas para a onça-pintada, como por exemplo, furnas e matas de galeria, além se ser maior do que o raio de área de vida mínima registrado para essa espécie (Rabinowitz; Nottingham, 1986). Foram utilizados dados de quatro amostragens do PNE (2008, 2010, 2013 e 2016-2017) e de duas amostragens do entorno (2013 e 2016-2017), totalizando 578 estações de armadilhas fotográficas para coleta de informações de ocorrência da onça-pintada (Tabela 3.1).

Tabela 3.1. Período de amostragem para levantamento de dados de presença e ausência de onça-pintada, número de estações de armadilhamento fotográfico e esforço amostral, expresso em armadilhas/dia, em cada ano amostrado no Parque Nacional das Emas e em seu entorno.

Local	Ano	Período	Nº de estações de armadilhamento	Esforço amostral*
	2008	março - maio	119	9753
	2010	abril - junho	110	6991
PNE	2013	julho - outubro	78	6399
	2016/2017	outubro/16- fevereiro/17	71	5915
	Total		378	29058
Entorno do PNE	2013/2014	junho/13- outubro/14	150	52750
	2017	maio-julho	51	1786
	Total		201	54536

* Nos valores de esforço amostral já foram descontados os dias de mal funcionamento das armadilhas fotográficas.

No interior do PNE as armadilhas fotográficas foram instaladas em pares (estação de armadilhamento) para capturar imagens dos dois lados dos animais registrados, com o objetivo principal de realizar um estudo sobre densidades de onças-pintadas (ver cap. 1). A distância média entre as estações foi de 3,5 km, o que é recomendado com base na menor área de vida registrada para onças-pintadas (Rabinowitz; Nottingham, 1986). Já no entorno do PNE, foi instalada uma armadilha fotográfica por ponto do grid de amostragem, separadas umas das outras com distância média de 1,5 km. As armadilhas foram fixadas em árvores ou estacas a aproximadamente 40-50 cm do chão, como recomendado por Silver (2004), e programadas para funcionarem continuamente (24 horas), registrando data e horário de cada vídeo e/ou fotografia. As armadilhas foram

cheçadas em intervalos de 30 dias para verificação do funcionamento, troca de cartões de memória e pilhas. O equipamento foi instalado ao longo das estradas que cortam o PNE, com exceção do ano de 2008, quando armadilhas fotográficas foram instaladas seguindo fielmente o grid de amostragem (3,5 km x 3,5 km). Do lado externo do PNE, as armadilhas foram colocadas nas estradas e carregadores localizados entre as áreas de cultivo e fragmentos de vegetação natural em 2013 e 2014 e no interior dos fragmentos no ano de 2017.

2.2.2. Variáveis da paisagem

As variáveis preditoras utilizadas para a análise de seleção de habitat para a onça-pintada foram escolhidas por refletirem algum fator chave do nicho da espécie. Foram utilizadas variáveis aplicáveis para a espécie baseado no conhecimento científico disponível: 1) uso do solo, 2) distância do ponto de registro a corpos d'água, 3) distância do ponto de registro ao fragmento mais próximo, independentemente do tipo de vegetação, 4) distância do ponto de registro a estradas ou rodovias e 5) distância do ponto de registro a sedes de fazendas ou cidades.

As variáveis foram mapeadas com o software ArcMap 10.2.2 (ESRI 2002). A classificação da imagem foi baseada em uma pré-classificação realizada em 2013, na qual foi aplicado um método de classificação não-supervisionada das imagens do satélite CBERS 2013. Posteriormente, foi realizada a atualização das classes de uso do solo conforme a imagem do satélite LandSat-8 obtida em agosto de 2016 (bandas 3, 4 e 5) e uma classificação supervisionada foi realizada para as áreas de plantio de cana-de-açúcar utilizando a imagem do satélite LandSat-8 e arquivos cedidos pelo Canasat 2016 (Adami et al., 2012). Assim foram utilizadas as seguintes classes de uso de solo para análise deste trabalho: campo, mata, cerrado, agricultura (engloba as culturas anuais, como, soja milho e sorgo), cana-de-açúcar (agricultura perene). As áreas das classes de uso, medidas em hectares, foram calculadas utilizando *buffers* de 3 km ao redor de cada estação de armadilhas fotográficas. Essa distância foi escolhida baseada no estudo de Lyra-Jorge et al. (2009b), no qual testaram diferentes escalas para avaliação de associação entre a paisagem e as espécies de mamíferos e encontraram uma maior associação de espécies de carnívoros com escalas maiores de paisagem (2 km).

A localização de cada armadilha fotográfica foi associada aos valores das variáveis preditivas e aos dados de presença/ausência da onça-pintada. Dessa forma, foi possível avaliar quais componentes da paisagem interferem no uso do habitat da população de onças-pintadas do PNE. As medidas de distâncias foram obtidas baseadas no mapa gerado para análise das classes de uso do solo, utilizando-se da distância euclidiana entre o ponto da armadilha fotográfica e o corpo d'água mais próximo; a estrada ou rodovia mais próxima e ao fragmento de vegetação natural mais próximo. Para as estações de armadilhas fotográficas do interior do PNE essa última distância foi considerada como zero. A distância de sedes de fazendas ou cidades foi obtida utilizando o Google Earth para marcar as sedes e cidades e, posteriormente, o arquivo gerado foi sobreposto ao mapa de classes de uso do solo para a realização das aferições de distância.

2.3. Análises estatísticas

Para a análise do uso de habitat das onças-pintadas no PNE e seu entorno, foram utilizados Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) com distribuição de erro binomial. A variável resposta foi presença das onças-pintadas nas armadilhas fotográficas (1 – presente; e 0 – ausente), e as variáveis preditoras foram uso do solo, distâncias do ponto de registro a: corpos hídricos, fragmento mais próximo, estradas e rodovias e sedes de fazendas ou cidades. Para controlar efeitos dependentes da autocorrelação espacial entre as armadilhas fotográficas, foi inserido um filtro espacial entre as variáveis preditoras gerado por meio de mapas de autovetores de Moran baseados em distância (dbMEM; Legendre; Gauthier, 2014). Usando o pacote *adespatial*, esses filtros foram calculados a partir de uma matriz de distância euclidiana truncada entre as coordenadas geográficas das armadilhas fotográficas (Dray et al. 2019). A identificação das câmeras aninhada dentro dos anos de amostragem foi inserida como variável aleatória para evitar pseudoreplicação de dados coletados nas mesmas câmeras ao longo dos anos. A confiabilidade do modelo depende de dados robustos sobre a ocorrência da espécie para prever a probabilidade de encontrar as onças dependendo das variáveis da paisagem (Miller; Franklin, 2002). Por essa razão foram utilizados dados de diferentes amostragens, maximizando a probabilidade de registrar a espécie nas armadilhas fotográficas.

A seleção de modelos foi realizada usando a função *dredge* do pacote *MuMIn* (Barton, 2019), a qual compara os modelos gerados a partir de todas as combinações possíveis entre as variáveis preditoras. Os modelos foram ranqueados baseados em seu

valor de Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (sigla em inglês, AICc; Burnham; Anderson 2002). Os melhores modelos apresentaram menores valores de AICc (dentro de uma diferença de 2,0). O modelo com menor número de variáveis preditoras foi escolhido como o melhor modelo, porque a adição de novas variáveis não melhora o poder explicativo do modelo (Burnham; Anderson 2002). A estimativa das retas a partir do GLMM foi feita usando a função *effect* do pacote *effects* (Fox, 2003; Fox; Weisberg, 2018). Todas análises foram realizadas no programa R, versão 3.5.2 (R Core Team, 2018).

3. RESULTADOS

Este estudo acumulou um esforço amostral de 83.594 armadilhas-dia, sendo 29.058 no interior do Parque Nacional das Emas e 54.536 em seu entorno (Tabela 3.1). Com esse esforço amostral, 155 armadilhas fotográficas registraram a presença da onça-pintada, sendo que 136 registros ocorreram no interior do PNE e 19 do lado externo. Por outro lado, 423 armadilhas não registraram a espécie, e assim, ela foi considerada como ausente na unidade amostral. Ressalta-se que isso não quer dizer que de fato sejam ausentes.

Foram obtidos quatro modelos com $\Delta AICc$ menor que 2 (Tabela 3.2), e por isso considerados robustos para explicar a adequabilidade de habitat para onças-pintadas na região do PNE. Os resultados mostraram que o melhor modelo para predição de características ambientais que influenciaram o uso de habitat de onças-pintadas foi o que incluiu as variáveis campo, mata, cana e distâncias da: água, fragmentos naturais, sedes e estradas (Tabela 3.2). Como esperado, mata teve influência positiva na probabilidade de registro de onças-pintadas, indicando que áreas maiores de mata são mais utilizadas por esse predador (Figura 3.2). Da mesma forma, a extensão de campo, em hectares, e a distância à estrada mais próxima também mostraram influência positiva na probabilidade de registro (Figura 3.2). Por outro lado, área de cana, distância à sede e corpos d'água tiveram efeito negativo, ou seja, quanto maior a área de cana e essas duas distâncias, menor a chance de se registrar a espécie (Figura 3.2). Os quatro modelos mais robustos demonstraram que extensões de área de campo e mata foram as variáveis que mais influenciaram o uso de habitat da espécie (Tabela 3.2).

Tabela 3.2. Coeficientes das variáveis ambientais obtidos por modelos lineares generalizados mistos mais robustos ($\Delta AICc < 2$) para predição de características ambientais que influenciaram o uso de habitat da população de onças-pintadas do Parque Nacional das Emas (PNE).

Modelos	Intercepto	Agricultura	Campo	Cana	Cerrado	Dist. Água	Dist. Estrada	Dist. Fragmento	Dist. Sede	Mata	dbMEM	k	AICc	$\Delta AICc$	ω
1	-1,59	-	0,906	-0,589	-	-0,414	1,135	-1,141	-1,159	0,737	-0,463	11	568,3	0	0,399
2	-1,58	-	1,098	-0,451	0,176	-0,399	1,054	-1,058	-1,121	0,744	-0,446	12	569,3	1,01	0,241
3	-1,59	-0,136	0,803	-0,618	-	-0,402	1,077	-1,081	-1,133	0,690	-0,467	12	569,8	1,5	0,188
4	-1,56	0,359	1,766	-	0,522	-0,413	1,037	-1,096	-1,096	0,851	-0,412	12	570,0	1,69	0,171

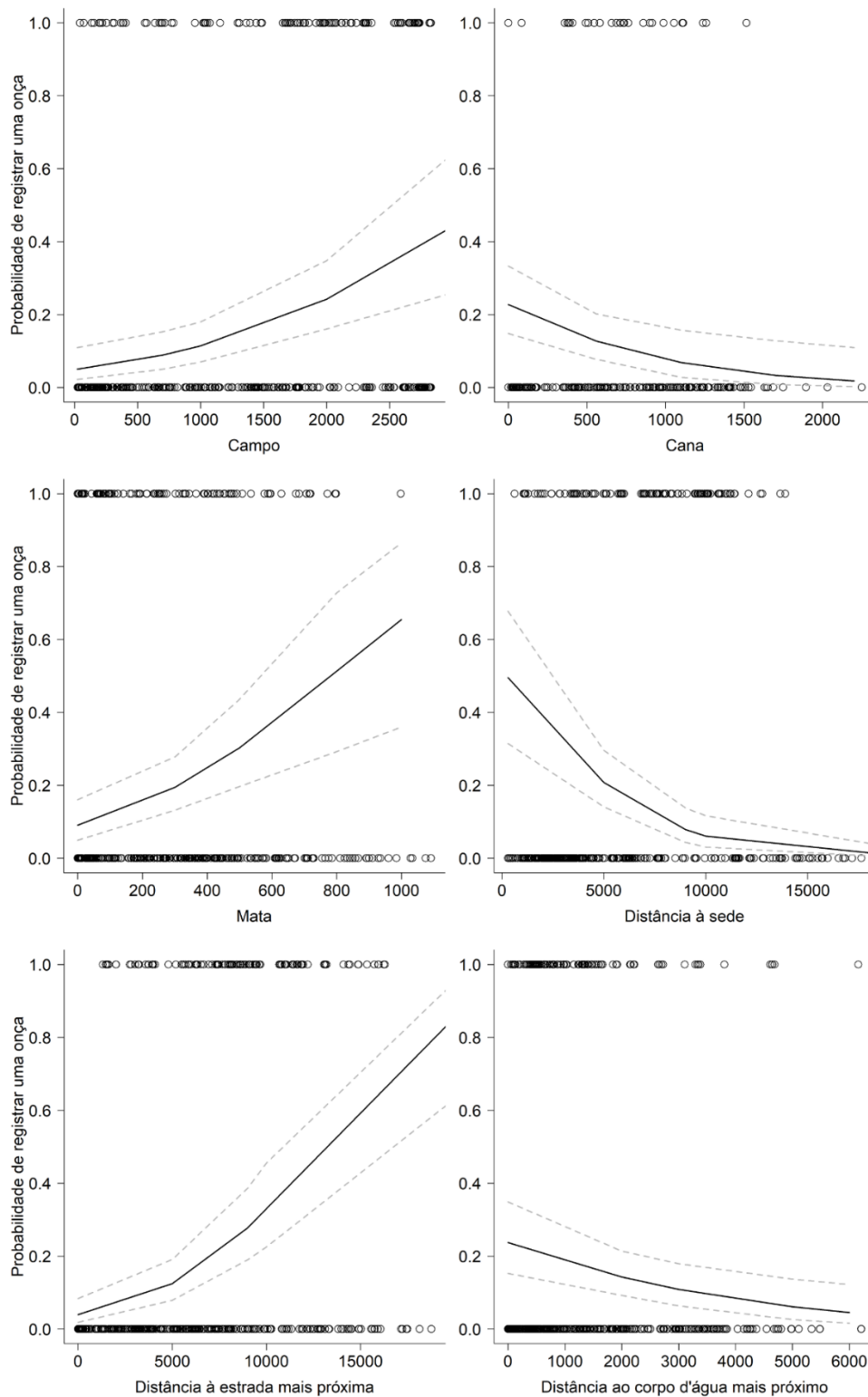


Figura 3.2. Efeito das variáveis na probabilidade de registro de onças-pintadas predito pelo melhor modelo linear generalizado misto. As linhas pontilhadas indicam 95% do intervalo de confiança. As variáveis que representam diferentes classes de uso do solo (campo, mata, cerrado, agricultura e cana-de-açúcar) são expressas em área (hectares) e as distâncias da armadilha fotográfica à: água, estradas, fragmento de vegetação natural e sede, em metros.

4. DISCUSSÃO

Os resultados desse estudo enfatizam a importância da vegetação nativa (habitats de floresta e campo) para a população de onças-pintadas da região do Parque Nacional das Emas. Mesmo que essa população utilize ambientes antropizados, tais como áreas de cultivo de cana-de-açúcar e locais próximos a sedes de fazendas, elas possuem preferência por habitats naturais com maior proximidade de corpos d'água. O uso preferencial de ambientes florestais próximos a cursos d'água tem sido observado em outros estudos (Cullen Jr. et al., 2005; Conde et al., 2010; Colchero et al., 2011; Morato et al., 2018), bem como a afinidade dessa espécie pela água (Cullen Jr. et al., 2005).

Os modelos também realçaram a importância da fitofisionomia campo para essa população de onças-pintadas, demonstrando que quanto mais área de campo, maior a probabilidade de registro da espécie. Como o PNE possui 97% de sua área composta por esse tipo de fitofisionomia do Cerrado, e grande parte dos registros de onças-pintadas ocorreram no interior do parque, era esperado que esse ambiente apresentasse efeito na probabilidade de registro da espécie. As áreas de campo do PNE, por serem predominantes, são utilizadas por muitas espécies de mamíferos e emas, presas potenciais para a onça-pintada (ver cap. 2; Issa, 2017), o que faz com que essa fitofisionomia seja muito utilizada pelas onças. De acordo com Morato et al. (2018), onças-pintadas podem alterar seu uso de ambientes em função da disponibilidade de florestas.

O uso do espaço de carnívoros solitários, como a onça-pintada, não é influenciado apenas pelas características e distribuição de seus habitats, mas também pela distribuição e abundância de suas presas (Sandell, 1989), e por essa razão, onças-pintadas também têm sido registradas em plantios de cana-de-açúcar. Na região do PNE, essa cultura oferece um suprimento adicional de recurso alimentar para espécies de mamíferos herbívoros e onívoros, que são presas preferenciais da onça-pintada, tais como antas, veados, queixadas e catetos (ver cap. 2; Astete et al., 2008; Sollmann et al., 2013). Estudos têm mostrado que essas espécies de presas são frequentemente registradas na cultura de cana-de-açúcar (Issa, 2017; Giozza et al., 2017, Beca et al., 2017), por encontrarem nesse local uma estrutura de vegetação fechada, que além de ofertar alimento, oferece refúgio para a fauna (Silveira, dados não publicados; Gheler-Costa et al., 2013). Contudo, os resultados evidenciaram que, apesar desse felino utilizar esse ambiente, extensas áreas de plantio reduzem a probabilidade de registro da onça-pintada, o que está relacionado ao aumento da distância de fragmentos naturais, os habitats preferidos da espécie, e

provavelmente a conseqüente redução na abundância de presas, que possuem menor capacidade de deslocamento que a onça-pintada (Thornton et al., 2016). Assim, é possível interpretar que na atual configuração da paisagem, a utilização dessas áreas como fonte adicional de recurso para a onça-pintada é importante, desde que a matriz canavieira esteja associada com fragmentos naturais com qualidade ambiental. Dessa forma, a ocorrência da espécie em áreas de plantio deve ser vista com precaução, e indica a necessidade de práticas de gerenciamento e técnicas agrícolas sustentáveis e mais amigáveis à fauna, visto que o uso de agrotóxicos e maquinário agrícola pode ferir e matar filhotes de onças-pintadas que nasceram em meio ao plantio, bem como, outras espécies que estejam utilizando a cana-de-açúcar como habitat adicional (Paolino et al., 2018).

O impacto negativo de infraestruturas humanas na ocorrência de onça-pintada tem sido descrito em muitos estudos (Colchero et al., 2011; Morato et al., 2014, 2016; Espinosa et al., 2018; Jedrzejewski et al., 2018), mas diferentemente do esperado, onças-pintadas da região do PNE tiveram a probabilidade de registro aumentada próximo às sedes de fazendas. Como neste estudo as medidas de distância dessa variável foram aferidas por imagem do Google Earth, não foi possível reconhecer se as construções estavam ocupadas ou não, assim, acredita-se que o resultado encontrado esteja relacionado ao fato de grande parte dessas sedes estarem desocupadas (obs. pessoal). Contudo, é possível ocorrer habituação da espécie à presença humana (Egger; Maurer, 2014). Por outro lado, estradas tiveram efeito negativo para a onça-pintada, a qual apresentou maior probabilidade de registro quanto mais distante desses locais. O efeito negativo das estradas na ocorrência de onças-pintadas já foi registrado em estudos prévios (Colchero et al., 2011; Espinosa et al., 2018). Os animais tendem a se afastar das rodovias devido ao barulho produzido pelo trânsito de veículos (Laurance, 2015) e segundo Morato et al. (2018), a falha em evitar esses locais coloca indivíduos de onça-pintada em risco, pois cria a possibilidade de atropelamentos, que tem se tornado uma das principais ameaças para a sobrevivência da espécie (Cullen Jr. et al., 2016; Srbek-Araujo et al., 2015).

As informações a respeito da seleção de habitat são importantes para a definição dos locais mais utilizados pela onça-pintada, e que, preferencialmente, devem ser preservados para auxiliar a persistência desse predador a longo prazo. Essas informações podem subsidiar o estabelecimento de corredores ecológicos, uma estratégia para a conservação da espécie (Beier; Noss, 1998; Rathore et al., 2012; de la Torre et al., 2017), visto que a preferência da espécie por ambientes florestais e próximos à água, como

encontrado nesse estudo, podem suportar o uso de florestas ripárias para o estabelecimento dos corredores ecológicos (Silveira et al., 2014; Morato et al., 2018). Ressalta-se, assim, a importância da manutenção de reservas legais e áreas de preservação permanente (APPs) com qualidade ambiental nas propriedades privadas, pois essas áreas ajudam não só a aumentar a quantidade de habitat natural e preferencial da onça-pintada na paisagem, como também podem estabelecer os corredores ecológicos, conectando áreas prioritárias para sua conservação. Isso vale não só em escala local, mas para outras populações de onças-pintadas que habitem paisagens semelhantes no Bioma Cerrado.

No intuito de garantir a viabilidade populacional em longo prazo é preciso trabalhar com conservação em escala de paisagem, e isso significa incluir as áreas protegidas e não protegidas nos projetos que embasarão as ações práticas de manejo e conservação da espécie (McBride; Thompson, 2018). Considerando, que mais da metade da vegetação nativa do país (53%) encontra-se inserida em propriedades privadas (Soares-Filho et al., 2014), fica visível que a conservação dessa espécie, tanto localmente, quanto em escala de distribuição geográfica, não será alcançada sem considerar as áreas particulares. Como onças-pintadas são reconhecidas como espécie “guarda-chuva” (Thornton et al., 2016), estratégias de conservação voltadas para esse predador também favorecerão outras espécies que possuam requerimento de áreas menores.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adami, M.; Mello, M.P.; Aguiar, D.A.; Rudorff, B.F.T.; Souza, A.F. 2012. A web platform development to perform thematic accuracy assessment of sugarcane mapping in south-central Brazil. *Remote Sensing* 4: 3201-3214. <https://doi.org/10.3390/rs4103201>

Araújo, M.B.; Williams, P.H. 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation* 96: 331-345. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00074-4](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00074-4)

Astete, S.; Sollmann, R.; Silveira, L. 2008. Comparative Ecology of Jaguars in Brazil. *Cat News Special Issue* 4, pp. 9–14.

Astete, S.; Marinho-Filho, J.; Machado, R.B.; Zimbres, B.; Jácomo, A.T.A.; Sollmann, R.; Tôrres, N.M.; Silveira, L. 2016. Living in extreme environments: modeling habitat suitability for jaguars, pumas, and their prey in a semiarid habitat. *Journal of Mammalogy*, 98 (2): 464-474. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw184>

Bartón, K. 2019. Package MuMIn. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/MuMIn.pdf>>. Acesso em: 15-fev-2019.

Beca, G.; Vancine, M.H.; Carvaljho, C.S.; Pedrosa, F.; Alves, R.S.C.; Buscariol, D.; Peres, C.A.; Ribeiro, M.C.; Galetti, M. 2017. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation* 210: 352–359. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033>

Beier, P.; Noss, R.F. 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Review habitat corridors provide connectivity? Conservation Biology* 12: 1241–1252. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.98036.x>

Beier, P.; Majka, D.R.; Spencer, W.D. 2008. Forks in the road: choices in procedures for designing wildland linkages. *Conservation Biology* 22(4): 836-851. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00942.x>

Brodie, J.F. 2009. Is research effort allocated efficiently for conservation? Felidae as a global case study. *Biodiversity Conservation*: 18: 2927-2939. <https://doi.org/10.1007/s10531-009-9617-3>

Burnham, K.P.; Anderson, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretical approach. Springer Verlag.

Carvalho, D.A.; De Beserra, M.M.L. 2004. Plano de Manejo - Parque Nacional das Emas. IBAMA. 893p.

Colchero, F.; Conde, M. C.; Chávez, C.; Rivera, A.; Ceballos, G. 2011. Jaguars on the move: modeling movement to mitigate fragmentation from road expansion in the Mayan Forest. *Animal Conservation* 14: 158–166. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00406.x>

Colwell, R. K.; Futuyma, D. J. 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology* 52(4): 567-576. <https://doi.org/10.2307/1934144>

Chiarello, A. G.; Aguiar, L. M. S.; Cerqueira R.; Melo, F. R.; Rodrigues, F. H. G.; Silva, V. M. F. 2008. Mamíferos. In: Machado, A. B. M.; Drummond, G. M.; Paglia, A. P. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. 1 ed. Brasília, DF: MMA, p. 680-882.

Conde, D.A., Colchero, F.; Zarza, H.; Christensen Jr., N.L.; Sexton, J.O.; Manterola, C.; Chávez, C.; Rivera, A.; Azuara, D.; Ceballos, G. 2010. Sex matters: modeling male and female habitat differences for jaguar conservation. *Biological Conservation* 143, 1980–1988. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.049>

Cullen Jr., L., Abreu, K.C.; Sana, D.; Nava, A.F.D. 2005. As onças-pintadas como detetives da paisagem no corredor do Alto Paraná, Brasil. *Natureza e Conservação* 3, 43–58.

Cullen Jr., L.; Stanton, J.C.; Lima, F.; Uezu, A.; Perilli, M.L.L.; Akçakaya, H.R. 2016. Implications of fine-grained habitat fragmentation and road mortality for jaguar conservation in the Atlantic forest, Brazil. *Plos One* 11(12): e0167372. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167372>

De Angelo, C.; Paviolo, A.; Di Bitetti, M. 2011. Differential impact of landscape transformation on pumas (*Puma concolor*) and jaguars (*Panthera onca*) in the upper Paraná Atlantic Forest. *Diversity and Distributions* 17: 422–436. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00746.x>

De Angelo, C.; De Angelo, C.; Paviolo, C.; Wiegand, T.; Kanagaraj, R.; Di Bitetti, M.S. 2013. Understanding species persistence for defining conservation actions: a management landscape for jaguars in the Atlantic Forest. *Biological Conservation* 159: 422–433. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.12.021>

de la Torre, J.A.; Núñez, J.M.; Medellín, R.A. 2017. Habitat availability and connectivity for jaguar (*Panthera onca*) in the Southern Mayan Forest: conservation priorities for a fragmented landscape. *Biological Conservation* 206: 270–282. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.034>

Deliberação Normativa COPAM Nº 147, DE 30 DE ABRIL DE 2010. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=13192>>. Acesso em: 20 mar-2019.

Dray, S.; Bauman, D.; Blanchet, G.; Borcard, D.; Clappe, S.; Guenard, G.; Jombart, T.; Larocque, G.; Legendre, P.; Madi, N.; Wagner, H.H. 2019. adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis. R package version 0.3-4. <https://CRAN.R-project.org/package=adespatial>

Eger, R.; Maurer, C. 2014. Iscontour 2014 - Tourism Research Perspectives. Books On Demand Ed. 326p.

Espinosa, S.; Celis, G.; Branch, L.C. 2018. When roads appear jaguars decline increased access to a Amazonian wilderness area reduces potential for jaguar conservation. *Plos One* 13(1): e0189740. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189740>

ESRI. 2002. ArcGis professional GIS Ver. 10.1. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California.

Fox, J. 2003. Effect Displays in R for Generalised Linear Models. *Journal of statistical software* 8(15): 1-27. <https://doi.org/10.18637/jss.v008.i15>

Fox, J; Weisberg, S. 2018. “Visualizing Fit and Lack of Fit in Complex Regression Models with Predictor Effect Plots and Partial Residuals.” *Journal of statistical software*, 87(9): 1-27. <https://doi.org/10.18637/jss.v087.i09>

Gheler-Costa, C; Sabino-Santos, G.; Amorim, L.S.; Rosalino, L.M.; Figueiredo, L.T.M.; Verdade, L.M. 2013. The effect of pre-harvest fire on the small mammal assemblage in sugarcane fields. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 171:85–89. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.03.016>

Giozza, T.P.; Jácomo, A.T.D.A.; Silveira, L.; Mundim, N. 2017. Abundância relativa de mamíferos de médio e grande porte na região do Parque Nacional das Emas-GO. *Revista Brasileira de Zoociências* 18(3):71–87. <https://doi.org/10.34019/2596-3325.2017.v18.24671>

Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks- Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology. 22:415-427. Reprinted in: *Classics in Theoretical Biology*. *Bulletin of Mathematical Biology* 53:193-213. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>

IBDF/FBCN. 1981. Management Plan of Emas National Park (PNE) – Brazil. Brazil: IBDF/FBCN.

IBGE, 2017. Produção agrícola- lavoura temporária. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/go/mineiros/pesquisa/14/0>>. Acesso em: 20-abr-2019.

Instrução Normativa nº 003, de 26 de maio de 2003. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://uc.socioambiental.org/sites/uc.socioambiental.org/files/IN03_2003.pdf>. Acesso em: 20-mar-2019.

IUCN, 2009. Caso, A.; Lopez-Gonzalez, C.; Payan, E.; Eizirik, E.; de Oliveira, T.; Leite-Pitman, R.; Kelly, M.; Valderrama, C. *Panthera onca*. In: IUCN Red List of Threatened Species. Version 2009.1. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on December 20, 2009.

IUCN 2019. IUCN Red List of threatened species. Version 2019.1. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 30-mar-2019.

Issa, L.M. 2017. Ocupação de predadores topo de cadeia e de suas presas em uma paisagem heterogênea no cerrado. Dissertação. Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais, UFU, Uberlândia, MG, 2017.

Jędrzejewski, W.; Robinson, H.S.; Abarca, M.; Zeller, K.A.; Velasquez, G.; Paemelaere, E.A.D.; Goldberg, J.F.; Pavan, E.; Hoogesteijn, R.; Boede, E.O.; Lampo, M.; Vilorio, A.L.; Carreño, R.; Robinson, N.; Lukacs, P.M.; Nowak, J.J.; Salom-Pérez, R.; Castañeda, F.; Boron, V.; Quigley, H. 2018. Estimating large carnivore populations at global scale based on spatial predictions of density and distribution: application to the jaguar (*Panthera onca*). *Plos One* 13 (3), e0194719. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0194719>

Laurance, W.F. 2015. Wildlife struggle in an increasingly noisy world. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 112(39):11995-11996. <https://doi.org/10.1073/pnas.1516050112>

Legendre, P.; Gauthier, O. 2014 Statistical methods for temporal and space-time analysis of community composition data. Proceedings of the Royal Society 281:20132728. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2728>

Lyra-Jorge, M.C.; Ribeiro, M.C.; Ciocheti, G.; Tambosi, L.R.; Pivello, V.R. 2009a. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. European Journal of Wildlife Research 53:359-368. <https://doi.org/10.1007/s10344-009-0324-x>

Lyra-Jorge, M.C.; Ciocheti, G.; Pivello, V.R. 2009b. Carnivore mammals in a fragmented landscape in northeast of São Paulo State, Brazil. Biodiversity and Conservation 17:1573-1580. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9366-8>

McBride Jr., R.T.; Thompson, J.J. 2018. Space use and movement of jaguar (*Panthera onca*) in western Paraguay. Mammalia 82(6): 540–549. <https://doi.org/10.1515/mammalia-2017-0040>

Miller, J.; Franklin, J. 2002. Modeling the distribution of four vegetation alliances using generalized linear models and classification trees with spatial dependence. Ecological Modelling 157: 227–247. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00196-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00196-5)

MMA, 2007. Áreas prioritárias para a conservação. Uso sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira: atualização- Portaria MMA nº 09, de 23 de janeiro de 2007. Ministério do Meio Ambiente. Secretária de Biodiversidade e Florestas. Brasília: MMA. Série Biodiversidade 31. 300p.

MMA- Ministério do Meio Ambiente. 2016. O bioma Cerrado. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em: 10-mai-18.

Minin, E.D.; Slotow, R.; Hunter, L.T.B.; Pouzols, F.M.; Toivonen, T.; Verburg, P.H.; Leader-Williams, N.; Petracca, L.; Moilanen, E. 2016. Global priorities for national carnivore conservation under land use change. Scientific Reports 6, 23814. <https://doi.org/10.1038/srep23814>

Mittermeier, R. A.; Gil, R. P.; Hoffman, M.; Pilgrim J.; Brooks, T.; Mittermeier, C. G.; Lamoreux, J.; Fonseca, G. A. B. 2005. Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions, 2. ed. University of Chicago Press, Boston. 392 p.

Moraes Jr., E. A. Cerrado. 2013. In: De Paula, R.C.; Desbiez, A.; Cavalcanti, S. (orgs.). Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2013. 384 p.

Morato, R.G.; de Barros, K.M.P.M.; de Paula, R.C.; de Campos, C.B. 2014. Identification of priority conservation areas and potential corridors for jaguars in the Caatinga biome, Brazil. Plos One 9 (4): e92950. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0092950>

Morato, R.G., et al., 2016. Space use and movement of a Neotropical top predator: the endangered jaguar. *Plos One* 11 (12): e0168176. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0168176>

Morato, R.G.; Connette, G.M.; Stabach, J.A.; De Paula, R.C.; Ferraz, K.M.P.M.; Kantek, D.L.Z.; Miyazaki, S.S.; Pereira, T.D.C.; Silva, L.C.; Paviolo, A.; De Angelo, C.; Di Bitetti, M.S.; Cruz, P.; Lima, F.; Cullen, L.; Sana, D.A.; Ramalho, E.E.; Carvalho, M.M.; Da Silva, M.X.; Moraes, M.D.F.; Vogliotti, A.; May Jr., J.A.; Haberfeld, M.; Rampim, L.; Sartorello, L.; Araujo, G.R.; Wittemyer, G.; Ribeiro, M.C.; Leimgruber, P. 2018. Resource selection in an apex predator and variation in response to local landscape characteristics. *Biological Conservation* 228: 233-240. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.10.022>

Odum, E. P. 1959. *Fundamentals of Ecology*. Sanders, W. B., Philadelphia.

Paolino, R.M.; Royle, J.A.; Versiani, N.F.; Rodrigues, T.F.; Pasqualotto, N.; Krepschi, V.G.; Chiarello, A.G. 2018. Importance of riparian forest corridors for ocelot in agricultural landscape. *Journal of Mammalogy* 99(4): 874–884. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyy075>

Paolino, R.M.; Versiani, N.F.; Pasqualotto, N.; Rodrigues, T.F.; Krepschi, V.G.; Chiarello, A.G. 2016. Buffer zone use by mammals in a Cerrado protected área. *Biota Neotropica* 16(2): e20140117. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2014-0117>

R Core Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rabinowitz, A. R.; Nottingham, B. G. 1986. Ecology and behavior of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central- America. *Journal of Zoology*, 210:149-159. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1986.tb03627.x>

Rathore, C.S.; Dubey, Y.; Shrivastava, A.; Pathak, P.; Patil, V. 2012. Opportunities of habitat connectivity for tiger (*Panthera tigris*) between Kanha and Pench National Parks in Madhya Pradesh, India. *Plos One* 7, e39996. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039996>

Ripple, W.J.; Estes, J.A.; Beschta, R.L.; Wilmers, C.C.; Ritchie, E.G.; Hebblewhite, M.; Berger, J.; Elmhagen, B.; Letnic, M.; Nelson, M.P.; Schmitz, O.J.; Smith, D.W.; Wallach, A.D.; Wirsing, A.J. 2014. Status and ecological effects of the world's largest carnivores. *Science* 343. 1241484. <https://doi.org/10.1126/science.1241484>

Rylands, A.B.; Brandon, K. 2005. Unidades de Conservação Brasileiras. *Megadiversidade* 1(1): 27-35.

Sandell, M. 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. In: Gittleman J. L. *Carnivore behavior, ecology and evolution*. Cornell University Press, Ithaca, New York. Pp. 164–182. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-4716-4_7

Silva, J.F.; Farinas, M.R.; Felfeli, J.M.; Klink, C.A. 2006. Spatial heterogeneity, land use and conservation in the Cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography*, 33(4):536-548. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01422.x>

Silveira, L.; Sollmann, R.; Jácomo, A.T.A.; Diniz-Filho, J.A.F.; Tôrres, N.M. 2014. The potential for large-scale wildlife corridors between protected areas in Brazil using the jaguar as a model species. *Landscape Ecology*, 29: 1213–1223. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0057-4>

Silver, S.C. 2004. Assessing jaguar abundance using remotely triggered câmeras. *Wildlife Conservation Society*. 25p.

Soares-Filho, B. 2014. Land use. Cracking Brazil's Forest Code. *Science* 344: 363-364. <https://doi.org/10.1126/science.1246663>

Sollmann, R.; Betsch, J.; Furtado, M. M.; Hofer, H.; Jácomo, A. T.; Palomares, F.; Silveira, L. 2013. Note on the diet of the jaguar in central Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 59(3), 445-448. <https://doi.org/10.1007/s10344-013-0708-9>

Sollmann, R.; Tôrres, N.M.; Silveira, L. 2008. Jaguar conservation in Brazil: the role of protect areas. *Cat News* 42: 15-20.

Srbek-Araujo, A.C.; Mendes, S.L.; Chiarello, A.G. 2015. Jaguar (*Panthera onca* Linnaeus, 1758) roadkill in Brazilian Atlantic Forest and implications for species conservation. *Brazilian Journal Biology* 75 (3): 581-586. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.17613>

Thornton, D.; Zeller, K.; Rondinini, C.; Boitani, L.; Crooks, L.; Burdett, C.; Rabinowitz, A.; Quigley, H. 2016. Assessing the umbrella value of a range-wide conservation network for jaguars (*Panthera onca*). *Ecological Applications*, 26(4): 1112–1124. <https://doi.org/10.1890/15-0602>

Tucker, M.A., et al. 2018. Moving in the Anthropocene: global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science* 359: 466–469. DOI: [10.1126/science.aam9712](https://doi.org/10.1126/science.aam9712)

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados obtidos neste trabalho evidenciaram que a população de onças-pintadas presentes no Parque Nacional das Emas (PNE) mostrou-se estável em um intervalo de dez anos avaliados (2008- 2017). A densidade estimada para a região é maior do que a encontrada para a Mata Atlântica, o bioma brasileiro onde a situação da onça-pintada é mais crítica. A tendência dessa estabilidade pode ser indício de que as principais ameaças que afetam a espécie em escala de distribuição geográfica (perda de habitat, redução da abundância de presas e caça) não tiveram efeitos drásticos sobre essa população. Este trabalho mostrou que parte das espécies de presas preferenciais da onça-pintada no PNE tiveram suas abundâncias aumentadas (queixada, tamanduá-bandeira, tatus e ema) ou mantida constante (anta). Assim, redução da abundância de presas não foi uma realidade para essa população no intervalo de tempo analisado, principalmente porque há alguns anos, queixadas se tornaram uma espécie muito abundante na região, o que tem promovido conflitos com humanos, devido ao grande prejuízo gerado pelo consumo das culturas agrícolas (milho, cana e soja). Nesse sentido, a onça-pintada nessa paisagem é tida como uma aliada por preda os queixadas. Como na região, a atividade pecuária não é predominante, não há conflitos entre onças-pintadas e humanos devido a predação de gado, como ocorre no Pantanal e áreas da Amazônia.

Acredita-se que a manutenção da onça-pintada, quanto de suas espécies de presas esteja relacionada primeiramente à proteção e refúgios ofertados pela área do PNE, que parece estar cumprindo os objetivos de uma Unidade de Conservação de Proteção Integral de acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), e em segundo, à paisagem que circunda o parque. Essas áreas têm ofertado recurso alimentar adicional para as espécies de herbívoros e onívoros (anta, queixadas, tatus, emas, entre outras), que por não encontrarem restrição de alimentos conseguem ter sucesso reprodutivo na região, e por conseguinte, a onça-pintada encontra abundância de alimento. Assim, o PNE estaria funcionando como um ambiente fonte e as áreas do entorno recebendo tanto os indivíduos que transitam entre as duas áreas, quanto indivíduos excedentes, pensando-se na capacidade suporte do parque.

Neste trabalho foi demonstrado a preferência da onça-pintada por ambientes naturais (áreas florestais e de campo) encontrados na região do PNE. A utilização de áreas de campo é justificada pelo fato dessa fitofisionomia ser predominante no PNE e assim, ser utilizado com frequência pelas espécies de presas da onça-pintada. Percebe-se assim

que o uso do espaço da onça-pintada é influenciado pela distribuição e abundância de suas presas. A utilização de plantios de cana-de-açúcar também foi verificada, contudo, os resultados mostraram que quanto maior a área de cultivo, menor é a probabilidade de registrar a espécie, o que provavelmente está associado ao aumento da distância dos fragmentos naturais. Isso reforça a necessidade do cumprimento da legislação ambiental no que diz respeito à conservação de ambientes naturais (Áreas de Preservação Permanente -APPs e Reservas Legais) nas propriedades privadas. No caso específico da região em que o PNE está inserido, as propriedades privadas, em sua maioria, se adequam ao Código Florestal, mantendo APPs e Reservas Legais com qualidade ambiental, e há também algumas Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPN) compondo os blocos de habitats naturais.

Como estudos de viabilidade populacional das onças-pintadas do PNE apontaram que essa população não é viável em longo prazo sem que ocorra processos de migração para promover fluxo gênico, é fundamental que sejam estabelecidos corredores ecológicos que conectem diferentes populações. A seleção de ambientes florestais próximos à água, pela espécie, coloca esse tipo de ambiente como prioritário para o estabelecimento de corredores ecológicos. Para o PNE, um corredor importante e viável de ser implantado é o Corredor de Biodiversidade do Araguaia, que conectaria populações de onças-pintadas do Cerrado com as da Amazônia. Contudo, a garantia de viabilidade populacional em longo prazo só pode ser alcançada se as terras privadas foram aliadas das estratégias de conservação. Isso porque, na atualidade, elas ocupam a maior parte das paisagens. Assim, o desenvolvimento de estratégias de manejo para essa população deve ter foco na conexão de populações de onças-pintadas, no sentido de evitar que devido a pressões antrópicas em seu entorno ou a fatores estocásticos essa população, uma das últimas conhecidas para o bioma Cerrado, venha a declinar.