



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

# **ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DA ONÇA-PINTADA E DA ONÇA-PARDA NO PARQUE NACIONAL SERRA DA CAPIVARA, PIAUÍ.**

Samuel Enrique Astete Perez

Orientador: Prof. Dr. Jader Marinho Filho

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília como parte dos requisitos para a obtenção do Título de Doutor em Ecologia.

Brasília, maio de 2012



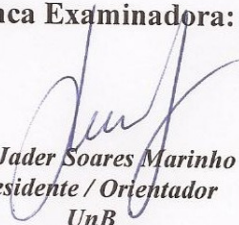
Tese de Doutorado

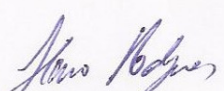
**SAMUEL ENRIQUE ASTETE PEREZ**


Título:

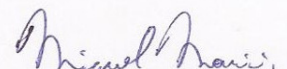
“Ecologia e conservação da onça-pintada e da onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí”.


Banca Examinadora:

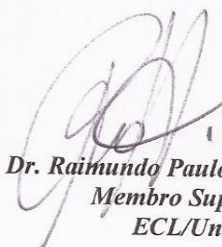
  
*Prof. Dr. Jader Soares Marinho Filho*  
Presidente / Orientador  
UnB

  
*Prof. Dr. Flávio Henrique Guimarães Rodrigues*  
Membro Titular  
UFMG

  
*Prof. Dr. Fernando Cesar Cascelli de Azevedo*  
Membro Titular  
UFSJ

  
*Prof. Dr. Miguel Ângelo Marini*  
Membro Titular  
ZOO/UnB

  
*Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira*  
Membro Titular  
ECL/UnB

  
*Prof. Dr. Raimundo Paulo Barros Henriques*  
Membro Suplente  
ECL/UnB

Brasília, 11 de maio de 2012.

*Esta tese está dedicada a minha querida família:  
Aos meus pais, Raúl e Elena;  
e aos meus irmãos, Manuel Raúl e Elena.  
Muito obrigado pelo seu apoio neste tempo todo.  
Gracias totales*

## AGRADECIMENTOS

Acabar uma tese de doutorado é, como alguém me diz alguma vez, um prêmio a constância. Um esforço que mais do que um brilhante intelecto, demanda disciplina e sacrifício. E claro, foi sacrificado! Mas nada disso, nenhum resultado seria possível sem saúde e vida, e por isso agradeço primeiramente a Deus por ter me ajudado até este momento!

Um trabalho de este tamanho é na realidade o resultado de diferentes cooperações, e por isso agradeço a CAPES pela bolsa de doutorado e a CNPq pela bolsa de doutorado, assim como pelo financiamento através do Edital Universal, fundamental para a realização das atividades do campo. Igualmente, os meus agradecimentos ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília e ao Decanato de Pesquisa e Pós-Graduação da Universidade de Brasília pelas ajudas econômicas. Este estudo contou também com o apoio fundamental do Instituto Onça-Pintada (IOP) que forneceu as armadilhas-fotográficas necessárias para desenvolver as atividades de campo. Também, através do IOP este estudo recebeu financiamento de parte do Woodland Zoo, USA. Igualmente, devo agradecer ao ICMBio pela licença de pesquisa e a chefia do Parque Nacional Serra da Capivara pelo constante interesse e ajuda. Finalmente, devo agradecer a Fundação Museu do Homem Americano (FUMDHAM) pelo constante apoio logístico no campo e a invalorável ajuda no meu alojamento em São Raimundo Nonato, assim como pelo transporte e fornecimento de veículos e motorista sempre que foi necessário.

Mas não só foram instituições as que contribuíram a este sucesso; elas estão formadas por pessoas. De parte do Instituto Onça-Pintada, houve muitas pessoas que em todos estes anos foram essenciais na minha formação, e queria agradecer especialmente a Leandro Silveira, Anah Tereza de Almeida Jácomo, Mariana Furtado, Rahel Sollmann, Natália Tôrres, Vania Foster e a James e Fabiano Bortolini pela convivência, bons momentos, e exemplo de profissionalismo. Esta tese é a melhor homenagem que posso fazer a quem, tempo atrás, teve a coragem de investir em mim. Por isso: Muito obrigado, Leandro e Anah.

Se bem não estão mais na Instituição, IOP me permitiu conhecer a amigos especiais, de profissionalismo admirável e grande coração: Cyntia Kayo Kashivakura, Claudia Ferro, Grasiela Porfírio, Marina Zanin, Bárbara Kersting, Talita Braga, Flávia Rodrigues, Márcia Munick, Nuno Negrões, Diego Suero, Raphael Almeida, Tiago Boscarato e Eduardo Freitas. Muito obrigado, amigos! Muito obrigado pela sua ajuda toda e amizade neste tempo! Pelas risadas, loucuras e aventuras no campo e bons momentos!! Esta vitória também é de vcs!!

Igualmente, o agradecimento ao fundamental apoio da FUMDHAM deve destacar a uma pessoa que faz a diferença: Desde aqui, meus maiores agradecimentos e gratidão a Presidenta da FUMDHAM, a Doutora Niède Guidon, pela sua desinteressada ajuda em todos estes anos de trabalho. Sempre acreditou em este estudo e nunca negou uma ajuda, inclusive quando não era possível. Este estudo pretende também ser uma homenagem a alguém quem com seu esforço incansável transformou o Parque Nacional Serra da Capivara no exemplo que hoje é.

A FUMDHAM também me permitiu conhecer grandes e bons amigos, que sempre estiveram presentes quando precisei de eles. Sem a ajuda de Elisabete Buco, teria sido impossível agendar veículos e motoristas e solucionar outros problemas quando mais era necessário, muito obrigado, Bete! Demétrio e Dimas Müttemberg foram fundamentais para me apoiar com todo tipo de dado de SIG, que foi vital para trabalhar no Parque. Desde aqui, meus agradecimentos também a Josetti Ramos, quem sempre teve tempo para me atender e agendar meu alojamento e transporte em São Raimundo Nonato. Igualmente, agradeço a Marcella Valls e Gisele Felice Daltrini pelo seu interesse neste estudo. A todos eles e ao pessoal da FUMDHAM, obrigado pela sua amizade e bons momentos em estes anos.

O IBAMA/ICMBio de São Raimundo Nonato possui pessoas que se preocupam constantemente pelo Parque e trabalham duramente para protegê-lo. Agradeço ao diretor Italo Robert, assim como ao Sr. Expedito, pela ajuda toda. Devo também mencionar a grande ajuda de João Leite, quem sempre me ajudou todos estes anos com o sua experiência e seu tempo (e a sua moto!), assim como Julho Filho. Flávio sempre esteve disposto para me ajudar em todo tempo, inclusive dirigindo uma D400 onde era impossível!

Em São Raimundo conheci a pessoas maravilhosas que sempre me forneceram ajuda, apoio e amizade. Quero destacar primeiramente a Regiane Miranda, pelo seu apoio e amizade em todos estes anos, e me ajudar a resolver todos os mais inimagináveis problemas em São Raimundo Nonato. Seu Francisco foi meu fiel motorista todos estes anos, e ele e a sua D20 realizaram as maiores proezas a toda hora e em todo lugar do Parque e entorno. Cada 31 de Outubro recordarei a maior atolada que sofremos no Parque! Agradeço a Fátima Barbosa e Arnaldo Júnior pelo constante interesse por este trabalho. André Pessoa sempre forneceu todo o seu tempo e apoio cada vez que o precisamos; e a sua casa na Serra Vermelha esteve sempre disponível para acampar. E claro, não podia deixar de mencionar a Giulia Aimola, Tiago Falótico, Rosa Maria Gonçalves, Carol Luz, e Dona Reisa pela boa convivência no alojamento em estes anos, especialmente as três últimas pelos bons momentos e risadas.

Agradeço aos meus colegas do laboratório, Ana, Ingrid, Mônica, Isadora, Dênis, Danilo e Thales pelos bons momentos. Hellen, Fernanda, Tayna, Luciana, Fernanda e Daiane, meus agradecimentos por agüentar ver tanta foto de bicho! E especialmente agradeço a meus colegas do laboratório Clarisse Rocha, Raymundo Sá-Neto e Gabriel Penido pela amizade e ajuda em todo momento! Obrigado Clarisse por me acolher na sua turma de Brasília! Obrigado Raymundo pelos excelentes anos no Clube da República e por todas as ajudas com R e estatística! E obrigado, Gabriel, por estes anos de ajuda no campo, paciência comigo, discussão de idéias e procrastinação! Agradeço também ao Fred, Angelita, Babi, Alexandre “Xexa”, Luane, Neander, Daniel, Lilian, Andréia, Zélia, Juli, Luiza, Ju Ribeiro e Ju Bragança, Priscilla, Isabella, Nárjara, João Vitor, Guarino e Cecília, Paula, Emília, Marina Scalon, Marina Carvalho e Marina Delgado, Camila Penna e Camila Lopes, Fabricius, Leo Machado, Nathaly, Karina, Regina, Carla e a todo o resto! Muito obrigado pelos agradáveis momentos e constante apoio! Leo Gomes, Pedro Podestá e Guilherme Santoro, além da sua amizade ajudaram na colocação das câmeras. Ana Elisa Bacelar, Pedro Podestá e especialmente Bárbara Zimbres foram um apoio constante com SIG e a criação de mapas.

Maja Kajin e Priscilla Zangrandi, muito obrigado pela sua ajuda ao me introduzir ao mundo do MARK. Rahel, muito obrigado pela sua amizade e ajuda em todos estes anos. Mariana, muito obrigado pela sua amizade e paciência comigo durante cada deadline e relatório!

Aproveito em estas linhas para reconhecer a duas pessoas, cuja modéstia para serem reconhecidas só é comparável a toda a ajuda e apoio fornecidos: Sebastián Ujevic Tonino e Eleuza Martins da Silva, muito obrigado pela sua ajuda e amizade!

No Peru, agradeço aos amigos Mariajosé Deza, Eduardo Oyague, Carolina Huamán, Juan Pablo Quiñe, Juan Carlos Borja, Francesca Delucchi, Paloma Martinez, e aos clãs Astete, Bonifaz, Torres e os Perez em Tarapoto, quem sempre estiveram ai para me alegrar e dar um apoio! Agradeço novamente a minha família, ao meu pai Raul, minha mãe Elena, e meus irmãos Manuel Raúl e Elena Jemima por todo o que são para mim e pela constante ajuda em todos estes anos. Muchas gracias, mis queridos, gracias totales!

E finalmente, mas certamente não menos importante, agradeço a uma pessoa que em todos estes anos acreditou cada vez mais em mim e neste estudo, quem arriscou desde o início, considerando que este trabalho valeria à pena, e sempre contribuiu para meu ensino e formação. Pelos bons momentos e pela amizade, muito obrigado ao meu orientador, Jader Marinho-Filho.

## CONTEÚDO

RESUMO.....	19
ABSTRACT.....	20
1. INTRODUÇÃO GERAL.....	21
1.1. CARNÍVOROS, CONSERVAÇÃO E ONÇAS .....	21
1.2. CAATINGA E CONSERVAÇÃO .....	22
1.3. ARMADILHAS-FOTOGRAFÍCAS .....	23
1.4. OBJETIVOS GERAIS .....	23
1.5. ÁREA DE ESTUDOS E HISTÓRICO DE CONSERVAÇÃO .....	23
1.6. ESTRUTURA DA TESE .....	26
1.7. REFERÊNCIAS .....	28
2. VIVENDO EM AMBIENTES EXTREMOS - MODELAGEM DA ADEQUABILIDADE DE HABITAT PARA OS CARNÍVOROS E SUAS PRESAS EM UM HABITAT SEMIÁRIDO COM A ANÁLISE FATORIAL DE NICHOS ECOLÓGICO. ....	30
2.1. ABSTRACT .....	30
2.2. INTRODUÇÃO .....	31
2.3. MATERIAL E MÉTODOS .....	32
2.4. RESULTADOS .....	37
2.5. DISCUSSÃO .....	46
2.6. CONCLUSÕES .....	50
2.7. AGRADECIMENTOS.....	50
2.8. REFERÊNCIAS .....	51
3. ABUNDÂNCIA, SOBREVIVÊNCIA E ÁREA DE VIDA MÍNIMA DA ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA NO PARQUE NACIONAL SERRA DA CAPIVARA, PIAUÍ.....	54
3.1. INTRODUÇÃO .....	54
3.2. MATERIAIS E MÉTODOS.....	58
3.2.1. ÁREA DE ESTUDOS .....	58
3.2.2. ANÁLISES POPULACIONAIS.....	58
3.2.3. ÁREA DE VIDA MÍNIMA .....	73
3.3. RESULTADOS .....	74

3.4. DISCUSSÃO .....	104
3.5. REFERÊNCIAS .....	122
4. PADRÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS DAS ONÇAS PINTADA E PARDA; ESPÉCIES E ABUNDÂNCIA RELATIVA DA MASTOFAUNA NO PARQUE NACIONAL SERRA DA CAPIVARA, PIAUÍ. ....	126
4.1. INTRODUÇÃO .....	126
4.2. MATERIAIS E MÉTODOS .....	128
4.2.1. ÁREA DE ESTUDOS .....	128
4.2.2. ANÁLISES TEMPORAIS E ESPACIAIS .....	128
4.2.3. RIQUEZA E ABUNDÂNCIA RELATIVA .....	141
4.3. RESULTADOS .....	142
4.4. DISCUSSÃO .....	168
4.5. REFERÊNCIAS .....	177
5. EPÍLOGO .....	180
6. ANEXOS .....	183



## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 2.1.</b> Coeficientes das variáveis ecogeográficas (EGVs) em análise ENFA para o fator de marginalidade das seis espécies de mamíferos no PNSC (pintada = onça-pintada; parda = onça-parda, cating = veado-catingueiro, cateto = cateto, tbola = tatu-bola, tgalinha = tatu-galinha), para os modelos de adequabilidade de habitat considerando o número total (tot) dos registros, e registros nas estações chuvosa (ch) e seca (sec).....	39
<b>Tabela 2.2.</b> Resultados de diferentes índices de avaliação ENFA (AVI, CVI e CBI) das seis espécies de mamíferos na SCNP (pintada = onça-pintada; parda = onça-parda, cating = veado-catingueiro, cateto = cateto, tbola = tatu-bola, tgalinha = tatu-galinha), para os modelos de Adequabilidade de Habitat considerando o número total de registros (tot), bem como registros no período chuvoso (ch) e seco (sec). Os resultados são agrupados sob os quatro algoritmos avaliados: M (Média), Ma (Mediana da área ajustada), Me (média + extremo) e Mae (Mediana da área ajustada + extremo).....	40
<b>Tabela 2.3.</b> Resultados da análise discriminante e sobreposição de nicho entre a onça-pintada (Jaguar) e a onça-parda (Puma) no PNSC considerando o total de registros (tot), registros na estação seca (seco) e chuvosa (rai). LSI = índice de Levins padronizado; HI = Índice de Hulbert; Pianka's O= índice de sobreposição de nicho de Pianka; Onça-parda (Z12) / onça-pintada (Z21) = índice de Lloyd sobreposição assimétrica é umamedida do direcional da sobreposição de nicho: Z12 representa a densidade da espécie 2 (onça-parda) encontrou, em média, a espécie 1 (onça-pintada), enquanto Z21 é o recíproco. ....	41
<b>Tabela 2.4.</b> Os resultados da comparação e tabulação cruzada dos mapas de Adequabilidade de Habitat aprovados sob o critério CBI para os mamíferos no PNSC (pintada = onça-pintada; parda = onça-parda, cating = veado-catingueiro, cateto = cateto, tbola = tatu-bola, tgalinha = tatu-galinha) considerando o número total dos registros (tot), e registros nos períodos chuvoso (ch) e seco (sec). Os resultados são agrupados sob os quatro algoritmos avaliados: M (Mediana), Ma (Mediana da Área ajustada), Me (Mediana + extremo) e Mae (Mediana da Área ajustada + extremo). Índice de concordância Kappa dos resultados: N.S. = Não-significativo. * = P <0,05, ** = p <0,005, *** = p <0,0001. ....	41
<b>Tabela 3.1.</b> Resultado da seleção de modelos para população fechada de onça-pintada (intervalo de 6 dias, 22 períodos) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2009, levando em conta o sexo (g) e o tempo (t) como covariáveis. ....	76
<b>Tabela 3.2.</b> Estimativas dos parâmetros Média proporcional e erro padrão incondicional(em parêntesis) das probabilidades de captura (p) e recaptura (c) de onças-pintadas machos (M) e fêmeas (F) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2009 e 2010 obtidas através da média proporcional dos parâmetros do conjunto de modelos.....	76

<b>Tabela 3.3.</b> Resultado dos modelos de população fechada para a onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara em 2010, utilizando o programa MARK, com intervalo de 6 dias, 20 períodos, levando em conta o sexo (g) e o tempo (t) como covariáveis .....	77
<b>Tabela 3.4.</b> Resultado dos modelos de população fechada para a onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara em 2010, utilizando o programa MARK, com intervalo de 7 dias, 21 períodos, levando em conta o sexo (g) e o tempo (t) como covariáveis .....	78
<b>Tabela 3.5.</b> Resultado da Média dos Modelos, para calcular as probabilidades de captura (p) e recaptura (c) de onças-pardas machos (M) e fêmeas (F) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2010, utilizando o programa MARK, com intervalo de 7 dias, 21 períodos levando em conta o sexo (g) e o tempo (t) como covariáveis.....	78
<b>Tabela 3.6.</b> Diferentes valores de densidade de onça-pintada na América do Sul(Indivíduos /100 km <sup>2</sup> ), utilizando modelos não espaciais e o <i>buffer</i> (área tampão) HMMDM, baseados em estudos com armadilhas-fotográficas.....	82
<b>Tabela 3.7.</b> Diferentes valores de densidade de onça-parda, utilizando modelos não espaciais e o <i>buffer</i> (área tampão) HMMDM, baseados em estudos com armadilhas-fotográficas. ....	83
<b>Tabela 3.8.</b> Resultado da seleção dos modelos de população fechada para a onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara nas amostragens de 2009 (definido dentro dos modelos como “1”) e 2010 (definido dentro dos modelos como “2”), utilizando o pacote <i>secr</i> dentro do programa R com intervalo de 6 dias, 22 períodos, levando em conta o sexo (s) como covariável. ....	84
<b>Tabela 3.9.</b> Resultados dos parâmetros dos modelos SCR para as estimativas populacionais de onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, correspondentes às amostragens nos anos 2009 e 2010. ....	84
<b>Tabela 3.10.</b> Resultado dos modelos de população fechada para a onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara em 2009 e 2010, utilizando o pacote <i>secr</i> dentro do programa R, com intervalo de 6 dias, sem levar em conta o sexo (s) como covariável. ....	85
<b>Tabela 3.11.</b> Resultados dos parâmetros dos modelos SCR para as estimativas populacionais de onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, correspondentes as amostragens nos anos 2009 e 2010, sem levar em conta o sexo (s) como covariável. ....	85
<b>Tabela 3.12.</b> Resultado da seleção dos modelos de população fechada para a onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara nas amostragens de 2009 (definido dentro dos modelos como “1”) e 2010 (definido dentro dos modelos como “2”), utilizando o pacote <i>secr</i> dentro do programa R, com intervalo de 6 dias, 22 períodos, levando em conta o sexo (s) como covariável.....	86

<b>Tabela 3.13.</b> Resultados dos parâmetros do modelo SCR para as estimativas populacionais de onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, correspondente as amostragens no ano 2009 e 2010.....	86
<b>Tabela 3.14.</b> Resultado dos modelos de população fechada para a onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara em 2009 e 2010, utilizando o pacote <i>secr</i> dentro do programa R, com intervalo de 6 dias, sem levar em conta o sexo (s) como covariável. ....	87
<b>Tabela 3.15.</b> Resultados dos parâmetros do modelo SCR para as estimativas populacionais de onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, correspondente as amostragem no ano 2010, sem levar em conta o sexo (s) como covariável.....	87
<b>Tabela 3.16.</b> Resultado dos modelos de população aberta para a onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 mês, 15 períodos, levando em conta o sexo (g) e tempo (t) como covariáveis ( $\hat{c} = 1,2353$ ).....	89
<b>Tabela 3.17.</b> Resultado da Média dos Modelos para calcular as probabilidades de Sobrevivência ( $\Phi$ ) e captura (p) de onças-pintadas machos (M) e fêmeas (F) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 mês, 15 períodos. ....	89
<b>Tabela 3.18.</b> Resultado dos modelos de população aberta para a onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 ano, 3 períodos, levando em conta o sexo (g) como covariável ( $\hat{c} = 1,9901$ ).....	90
<b>Tabela 3.19.</b> Resultado da Média dos Modelos (Peso Médio e Erro Padrão Incondicional), para calcular as probabilidades de Sobrevivência ( $\Phi$ ) e captura (p) de onças-pintadas machos (M) e fêmeas (F) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2010, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 ano, 3 períodos. Devido à grande variação no Erro Padrão Incondicional da segunda média (2009-2010), são apresentados os resultados completos. ....	90
<b>Tabela 3.20.</b> Resultado dos modelos de população aberta para a Onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 mês, 15 períodos, levando em conta o sexo (g) como covariável ( $\hat{c} = 1,1383$ ). ....	91
<b>Tabela 3.21.</b> Resultado da Média dos Modelos, para calcular as probabilidades de Sobrevivência ( $\Phi$ ) e captura (p) de onças-pardas machos (M) e fêmeas (F) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 mês, 15 períodos. ....	91
<b>Tabela 3.22.</b> Resultado dos modelos de população aberta para a Onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 ano, 3 períodos, levando em conta o sexo (g) como covariável ( $\hat{c} = 0,7613$ ). ....	92

<b>Tabela 3.23.</b> Resultado da Média dos Modelos (Peso Médio e Erro Padrão Incondicional), para calcular as probabilidades de Sobrevivência (Phi) e captura (p) de onças-pardas machos (M) e fêmeas (F) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 ano, 3 períodos. Devido a grande variação no Erro Padrão Incondicional da segunda média, os resultados completos são apresentados.....	92
<b>Tabela 3.24.</b> Caracterização dos indivíduos de onça-pintada, sexo, quantidade de pontos com registro, Área de Vida Mínima e máxima distância percorrida a partir de armadilha fotográfica e no Parque Nacional Serra da Capivara,PI. ....	93
<b>Tabela 3.25.</b> Comparação do valor médio para machos e fêmeas da máxima distância percorrida pela onça-pintada (em km) em diferentes estudos no Brasil e América Latina...	94
<b>Tabela 3.26.</b> Área de sobreposição (km <sup>2</sup> ) entre as áreas de vida mínima de onças-pintadas machos no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, entre 2009 e 2010. ....	97
<b>Tabela 3.27.</b> Área de sobreposição (km <sup>2</sup> ) entre as áreas de vida mínima de onças-pintadas fêmeas no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, entre 2009 e 2010.....	98
<b>Tabela 3.28.</b> Área de sobreposição (km <sup>2</sup> ) entre as áreas de vida mínima de onças-pintadas fêmeas e machos no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, entre 2009 e 2010. % Indivíduo fêmea= Porcentagem de sobreposição da área de vida mínima da fêmea com a do macho. % Indivíduo macho= Porcentagem de sobreposição da área de vida mínima do macho com a da fêmea.....	99
<b>Tabela 3.29.</b> Caracterização dos indivíduos de onça-parda, sexo, quantidade de pontos com registro, Área de Vida Mínima e máxima distância percorrida a partir de armadilha fotográfica e no Parque Nacional Serra da Capivara,PI. ....	100
<b>Tabela 3.30.</b> Comparação do valor médio para machos e fêmeas da máxima distância percorrida pela onça-parda (em km) em diferentes estudos no Brasil e América Latina. .	100
<b>Tabela 3.31.</b> Área de sobreposição (km <sup>2</sup> ) entre as áreas de vida mínima de onças-pardas machos no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, entre 2009 e 2010. ....	103
<b>Tabela 3.32.</b> Área de sobreposição (km <sup>2</sup> ) entre as áreas de vida mínima de onças-pardas fêmeas no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, entre 2009 e 2010.....	103
<b>Tabela 3.33.</b> Área de sobreposição (km <sup>2</sup> ) entre as áreas de vida mínima de onças-pardas fêmeas e machos no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, entre 2009 e 2010. % Indivíduo fêmea= Porcentagem de sobreposição da área de vida mínima da fêmea com a do macho. % Indivíduo macho= Porcentagem de sobreposição da área de vida mínima do macho com a da fêmea.....	104
<b>Tabela 4.1.</b> Descrição dos parâmetros utilizados no modelo de ocupação condicional de duas espécies (Adaptado de Richmond <i>et al.</i> , 2010). ....	136

<b>Tabela 4.2.</b> Resultados da seleção de modelos incluindo as covariáveis na probabilidade de detecção $p$ (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009.....	143
<b>Tabela 4.3.</b> Resultados das diferentes combinações das covariáveis na probabilidade de detecção $p$ (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009.....	143
<b>Tabela 4.4.</b> Resultados dos diferentes modelos candidatos (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009. ....	144
<b>Tabela 4.5.</b> Resultados dos valores dos parâmetros <i>Beta</i> correspondentes aos parâmetros do modelo mais verossimilhante para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009. ....	144
<b>Tabela 4.6.</b> Resultados da seleção de modelos incluindo as covariáveis na probabilidade de detecção $p$ (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010.....	146
<b>Tabela 4.7.</b> Resultados das diferentes combinações das covariáveis na probabilidade de detecção $p$ (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010.....	146
<b>Tabela 4.8.</b> Resultados dos diferentes modelos candidatos (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010. ....	147
<b>Tabela 4.9.</b> Resultados dos valores dos parâmetros <i>Beta</i> correspondentes aos parâmetros do modelo mais verossimilhante para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010. ....	147
<b>Tabela 4.10.</b> Resultados da seleção de modelos incluindo as covariáveis na probabilidade de detecção $p$ (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009. ....	149
<b>Tabela 4.11.</b> Resultados das diferentes combinações das covariáveis na probabilidade de detecção $p$ (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009. ....	149
<b>Tabela 4.12.</b> Resultados dos diferentes modelos candidatos (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009. ....	150
<b>Tabela 4.13.</b> Resultados dos valores dos parâmetros <i>Betas</i> correspondentes ao modelo mais verossimilhante para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009.....	150

<b>Tabela 4.14.</b> Resultados da seleção de modelos incluindo as covariáveis na probabilidade de detecção $p$ (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010. ....	152
<b>Tabela 4.15.</b> Resultados das diferentes combinações das covariáveis na probabilidade de detecção $p$ (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010. ....	152
<b>Tabela 4.16.</b> Resultados dos diferentes modelos candidatos (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010. ....	153
<b>Tabela 4.17.</b> Resultados dos valores dos parâmetros Betas correspondentes ao modelo mais verossimilhante para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010. ....	153
<b>Tabela 4.18.</b> Resultados dos 32 modelos predefinidos para a análise exploratória de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009. ....	155
<b>Tabela 4.19.</b> Modelos candidatos para a análise de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) no Parque Nacional Serra da Capivara-PI em 2009, considerando covariáveis. ....	156
<b>Tabela 4.20.</b> Resultado da Média de Modelos e Erro Padrão Incondicional para os parâmetros do modelo de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) no Parque Nacional Serra da Capivara-PI em 2009. ....	157
<b>Tabela 4.21.</b> Resultado dos valores dos parâmetros Beta e Erro Padrão (EP) correspondentes aos dois modelos de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) mais verossimilhanes no Parque Nacional Serra da Capivara-PI em 2009. ....	157
<b>Tabela 4.22.</b> Resultados dos 32 modelos predefinidos para a análise exploratória de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010. ....	159
<b>Tabela 4.23.</b> Modelos candidatos para a análise de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) no Parque Nacional Serra da Capivara-PI em 2010, considerando covariáveis. ....	160
<b>Tabela 4.24.</b> Resultado dos parâmetros e Erro Padrão (EP) do modelo de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) no Parque Nacional Serra da Capivara-PI em 2010. ....	161
<b>Tabela 4.25.</b> Resultado dos valores dos parâmetros Beta e Erro Padrão (EP) correspondentes modelo de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) mais verossimilhante no Parque Nacional Serra da Capivara-PI em 2010. ....	161

<b>Tabela 4.26.</b> Lista de mamíferos registrados no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, por meio de armadilhas-fotográficas. ....	166
<b>Tabela 4.27.</b> Abundância relativa dos mamíferos no PNSC, por meio de armadilhas-fotográficas, durante as amostragens de 2009 e 2010.....	167

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.1.</b> Localização do Parque Nacional Serra da Capivara (PNSC) na Caatinga do Brasil.....	24
<b>Figura 2.1.</b> Localização do Parque Nacional da Serra da Capivara (PNSC) no bioma da Caatinga do Brasil (área pontilhada), e a distribuição espacial dos poços artificiais no seu interior.....	33
<b>Figura 2.2.</b> Mapas dos índices de AH para a onça-pintada na estação seca, resultante dos algoritmos (a) mediana (M), (b) mediana da área ajustada (Ma), (c) mediana + extremo ótimo (Me) e (d) mediana da área ajustada + extremo ótimo (Mae) no Parque Nacional Serra da Capivara.....	43
<b>Figura 2.3.</b> Mapas dos índices de AH para a onça-pintada na estação chuvosa, resultante dos algoritmos (a) mediana (M), (b) mediana da área ajustada (Ma), (c) mediana + extremo ótimo (Me) e (d) mediana da área ajustada + extremo ótimo (Mae) no Parque Nacional Serra da Capivara.....	43
<b>Figura 2.4.</b> Mapas dos índices de AH para a onça-parda na estação seca, resultante dos algoritmos (a) mediana (M), (b) mediana da área ajustada (Ma), (c) mediana + extremo ótimo (Me) e (d) mediana da área ajustada + extremo ótimo (Mae) no Parque Nacional Serra da Capivara.....	44
<b>Figura 2.5.</b> Mapas dos índices de AH para a onça-parda na estação chuvosa, resultante dos algoritmos (a) mediana (M), (b) mediana da área ajustada (Ma), (c) mediana + extremo ótimo (Me) e (d) mediana da área ajustada + extremo ótimo (Mae) no Parque Nacional Serra da Capivara.....	44
<b>Figura 2.6.</b> Mapas dos índices de AH para o veado-caatingueiro na estação seca, resultante dos algoritmos (a) mediana (M), (b) mediana da área ajustada (Ma), (c) mediana + extremo ótimo (Me) e (d) mediana da área ajustada + extremo ótimo (Mae) no Parque Nacional Serra da Capivara.....	45
<b>Figura 2.7.</b> Mapas dos índices de AH para o veado-caatingueiro na estação chuvosa, resultante dos algoritmos (a) mediana (M), (b) mediana da área ajustada (Ma), (c) mediana + extremo ótimo (Me) e (d) mediana da área ajustada + extremo ótimo (Mae) no Parque Nacional Serra da Capivara.....	45
<b>Figura 3.1.</b> Localização do Parque Nacional Serra da Capivara no bioma da Caatinga (área hachurada), mostrando as armadilhas-fotográficas colocadas na amostragem de 2009-2010.....	60
<b>Figura 3.2.</b> Gráfico do PIM, mostrando uma sobreposição nos valores de “p” e “c”, no caso de uma população fechada (Modelo $p(\text{tempo} \times \text{sexo}) = c(\text{tempo} \times \text{sexo})$ ).....	64



<b>Figura 3.3.</b> Localização das armadilhas-fotográficas correspondentes a amostragem de 2007 e parte das armadilhas-fotográficas correspondentes a amostragem de 2009-2010 no Parque Nacional Serra da Capivara, de forma de obter uma área amostral semelhante ao longo dos três anos de coleta de dados para o estudo de populações abertas.....	68
<b>Figura 3.4.</b> Modelo de população aberta Cormack-Jolly-Seber, para duas ocasiões de captura (Adaptado de White & Burnham, 1999).....	69
<b>Figura 3.5.</b> Janela de resultados do MARK para o caso de uma população aberta, mostrando os valores de QAICc, Delta QAICc, Peso QAICc, Verossimilhança dos modelos, Número de Parâmetros e o valor da Qdesviância. Note-se a ordem dos modelos de acordo ao menor valor de Delta QAICc e Verossimilhança.....	71
<b>Figura 3.6.</b> Disposição das armadilhas fotográficas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, na amostragem da população de onça-pintada de 2009-2010, assim como a área <i>buffer</i> <i>HMMDM</i> .....	79
<b>Figura 3.7.</b> Disposição das armadilhas fotográficas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, na amostragem da população de onça-pintada de 2010-2011, assim como a área <i>buffer</i> <i>HMMDM</i> .....	80
<b>Figura 3.8.</b> Disposição das armadilhas fotográficas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, na amostragem da população de onça-parda de 2010-2011, assim como a área <i>buffer</i> <i>HMMDM</i> .....	81
<b>Figura 3.9.</b> Áreas de Vida Mínimas das onças-pintadas machos no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, obtidas por meio de registros fotográficos entre 2009 e 2011. ....	95
<b>Figura 3.10.</b> Áreas de Vida Mínimas das onças-pintadas fêmeas no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, obtidas por meio de registros fotográficos entre 2009 e 2011. ....	96
<b>Figura 3.11.</b> Área de Vida Mínima das onças-pardas machos no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, obtida por meio de registros fotográficos entre 2009 e 2011. ....	101
<b>Figura 3.12.</b> Área de Vida Mínima das onças-pardas fêmeas no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, obtida por meio de registros fotográficos entre 2009 e 2011. ....	102
<b>Figura 4.1.</b> Localização das armadilhas fotográficas durante as amostragens de 2009 e 2010 no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, utilizadas para o estudo de ocupação. .	131
<b>Figura 4.2.</b> Topografia do PNSC (curvas de nível) e localização das armadilhas fotográficas durante as amostragens de 2009 e 2010 no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, utilizadas para o estudo de ocupação. ....	132
<b>Figura 4.3.</b> Estrutura do modelo para parametrização do modelo de ocupação condicional de uma sessão, com duas espécies, onde a espécie A é assumida como a dominante e a espécie B como a subordinada (Adaptado de Richmond <i>et al.</i> , 2010). ....	136
<b>Figura 4.4.</b> Curva do primeiro contraste da ANCOVA de contrastes ortogonais para comparar o intervalo de passagem do veado-caatingueiro após da passagem de um	

predador neutro e dois predadores potenciais no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2007.....	162
<b>Figura 4.5.</b> Curva do segundo contraste da ANCOVA de contrastes ortogonais para comparar o intervalo de passagem do veado-caatingueiro após de da passagem de dois predadores potenciais, a onça-pintada e onça-parda, no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2007. ....	163
<b>Figura 4.6.</b> Curva do segundo contraste da ANCOVA de contrastes ortogonais para comparar o intervalo de passagem da onça-pintada após da passagem de um indivíduo da mesma espécie ou de uma onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009 – 2010.....	164
<b>Figura 4.7.</b> Curva do terceiro contraste da ANCOVA de contrastes ortogonais para comparar o intervalo de passagem da onça-parda após da passagem de um indivíduo da mesma espécie ou de uma onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009 – 2010.....	165
<b>Figura 6.1.</b> Região de Canyons no Parque Nacional Serra da Capivara. ....	183
<b>Figura 6.2.</b> Vegetação típica de regiões de serra no Parque Nacional Serra da Capivara.	183
<b>Figura 6.3.</b> Vegetação do Parque Nacional Serra da Capivara na época chuvosa.....	184
<b>Figura 6.4.</b> Vegetação do Parque Nacional Serra da Capivara na época seca.....	184
<b>Figura 6.5.</b> Onça-pintada bebendo em uma das fontes de água artificiais do Parque (Créditos: IOP).....	185
<b>Figura 6.6.</b> Onça-pintada melânica (preta, a direita) e seu filhote pintado bebendo numa fonte de água artificial (Créditos: IOP). ....	185
<b>Figura 6.7.</b> Onça-pintada macho (Indivíduo “Onça 20”) registrada no PNSC, lado direito (Créditos: IOP).....	186
<b>Figura 6.8.</b> Onça-pintada macho (Indivíduo “Onça 20”) registrada no PNSC, lado esquerdo (Créditos: IOP).....	186
<b>Figura 6.9.</b> Onça-pintada macho melânica (Indivíduo “Onça 19”) registrada no PNSC, lado esquerdo. Note-se a marca no cotovelo da pata esquerda (Créditos: IOP).....	187
<b>Figura 6.10.</b> Onça-pintada macho melânica (Indivíduo “Onça 19”) registrada no PNSC, lado direito. Note-se o padrão de rosetas no lombo e coxas do animal, reconhecíveis graças a iluminação do flash (Créditos: IOP).....	187
<b>Figura 6.11.</b> Onça-parda macho registrada no PNSC, lado direito (Indivíduo “Parda21”). Note-se a orelha direita recortada e uma ferida no centro superior do dorso (Créditos: IOP). ....	188
<b>Figura 6.12.</b> Onça-parda macho registrada no PNSC, lado esquerdo. (Indivíduo “Parda21”). Note-se a ferida no rosto, assim como uma marca no extremo inferior direito do dorso, reconhecíveis graças a iluminação do flash (Créditos: IOP).....	188

## RESUMO

A onça-pintada (*Panthera onça*) e a onça-parda (*Puma concolor*) são os maiores carnívoros do continente americano. Ambas as espécies co-ocorrem ao longo da distribuição geográfica da onça-pintada, respondendo de forma diferente as restrições do meio ambiente e as pressões exercidas pelo ser humano. No Brasil, um dos Biomas onde as espécies se encontram sob forte pressão antrópica e ambiental é na semi-árida Caatinga. Apesar de ser o único Bioma estritamente Brasileiro, a Caatinga tem recebido pouca atenção nas políticas de conservação, com as suas Unidades de Conservação Integral protegendo uma pequena extensão de território. O Parque Nacional Serra da Capivara, ubicado no estado do Piauí, é uma das maiores Unidades de Conservação neste Bioma. O Parque vem, desde 1994, aplicando um sistema de manejo do recurso água único na América Latina, sendo que seus efeitos para a fauna não foram avaliados até o momento. O objetivo deste estudo foi avaliar as populações de onças-pintadas e onças-pardas no Parque e as possíveis interações destas espécies. Mediante o uso de armadilhas-fotográficas, o Parque foi avaliado em duas campanhas de amostragem, em 2009 e 2010, e para algumas análises foram utilizados dados de uma campanha anterior realizada em 2007. Realizando-se uma análise de adequabilidade de hábitat (ENFA, *Ecological Niche Factor Analysis*) encontrou-se que para as onças, a distância as fontes de água e a gradiente de altitude eram as variáveis ecogeográficas mais importantes. Com o uso de modelos de captura-marcação-recaptura não-espaciais e espacialmente explícitos (*secr*) para populações fechadas, encontrou-se que a população da onça-pintada foi maior do que a da onça-parda. Com o uso de modelos de captura-marcação-recaptura para populações abertas foi registrado que a sobrevivência aparente da onça-pintada foi maior do que a da onça-parda. Em ambos modelos foi utilizado o sexo como covariável, e foram encontradas diferenças nos parâmetros estimados. Os dados fornecidos pelas armadilhas-fotográficas foram utilizados para inferir as áreas de vida mínima das espécies, e foi registrado que, em média, as onças-pardas apresentavam áreas maiores do que as onças-pintadas. Mediante o uso de modelos de ocupação (*Occupancy*) encontrou-se que a probabilidade de detecção de ambas as onças teria uma correlação positiva com a altitude, e que a probabilidade de ocupação de uma área pela onça-pintada seria maior quanto mais distante de povoações humanas ela estiver. Os resultados assinalam que o regime de manejo aplicado no Parque Nacional Serra da Capivara pode ter sido mais benéfico para a onça-pintada ao longo do tempo.

PALAVRAS-CHAVE: Onça-pintada, onça-parda, Caatinga, Brasil, *Panthera onca*, *Puma concolor*, ENFA, captura-recaptura, densidade, sobrevivência, manejo de água, Análise de Ocupação.

## ABSTRACT

The jaguar (*Panthera onca*) and the puma (*Puma concolor*) are the biggest carnivores in the Americas. Both species co-occur across the jaguar's distribution, responding differently to the restrictions imposed by the environment and humans. In Brazil, one of the Biomes where both species seemingly face the most intense human and environment pressures is the semiarid Caatinga. Although being the only Brazilian exclusive Biome, the conservation of the Caatinga has received little attention, with Integral Conservation Units covering a scarce extension of its territory. The Serra da Capivara National Park, located in the northeast state of Piauí, is one of the greatest Conservation Units in the Caatinga. Since 1994, the Park has been implementing a water management regime unique in Latin America, with their effects to the wildlife community still being unknown. The objective of this study was to evaluate the populations of jaguars and pumas in the Park and possible interactions between them. The Park was sampled in 2009 and 2010, using camera-traps, but for some analyses, data from a previous campaign in 2007 were used. Through an habitat suitability analysis (ENFA, *Ecological Niche Factor Analysis*), it was found that for jaguar and puma, distance to waterholes and altitude were the most important ecogeographic variables. With the use of non-spatial and spatially explicit capture-mark-recapture models for closed populations, it was found that the jaguar population was greater than of pumas. Capture-mark-recapture models for open populations, indicated that the apparent survival of the jaguar was greater than the observed for pumas. In both models the sex was used as a covariate, and differences were founded in the estimated parameters for each sex. The data gathered by camera-traps were used to infer the Minimal Home Range of the species, and it was registered that, in average, pumas had greatest Minimal Home Ranges than jaguars. Through the use of occupancy models, it was found that the detection probability of both cats was positively correlated with altitude, and that the probability of an area being occupied by the jaguar was higher the more distant from human settlements it was. The results point that the management applied at the Serra da Capivara National Park along time could have been more beneficial for the jaguar.

KEYWORDS: Jaguar, puma, Caatinga, Brazil, *Panthera onca*, *Puma concolor*, ENFA, capture-recapture, density, survival, water management, Occupancy.

# 1. INTRODUÇÃO GERAL

## 1.1. CARNÍVOROS, CONSERVAÇÃO E ONÇAS

O explosivo crescimento da população humana vem causando a degradação, fragmentação e eventual destruição das áreas naturais, o que tem levado a um aumento progressivo dos conflitos entre seres humanos e animais silvestres. Atualmente um quarto das espécies de mamíferos se encontra ameaçada de extinção (Schipper *et al.*, 2008). Devido as suas necessidades ecológicas coincidentes com as do ser humano (ampla base de presas e áreas extensas), os carnívoros têm sido vistos como potenciais competidores (Treves & Karanth, 2003) e a sua persistência numa determinada região tende a diminuir à medida que as populações humanas crescem (Woodroffe, 2000).

Os carnívoros não só competem com o ser humano, mas também competem entre si, seguindo uma tendência geral de supressão dos mesopredadores por parte dos predadores de topo (Ritchie & Johnson, 2009). Esta supressão (especialmente registrada em felinos) ocorre quando a biomassa de um mesopredador se aproxima da do predador de topo, ampliando o potencial de competição entre as duas espécies de modo que a remoção do menor possa representar um benefício ecológico para a espécie de maior porte (Donadio & Burskirk, 2008; Ritchie & Johnson, 2009). Como alternativa para permitir a co-existência entre predadores similares, os carnívoros têm desenvolvido uma série de estratégias como a partição do recurso alimentar (Jácomo *et al.*, 2004), partição do hábitat (McDonald, 2006) partição do espaço (Durant, 1998) ou a segregação temporal dos padrões de atividade (Karanth & Sunquist, 2000).

A onça-pintada (*Panthera onca*) é o maior carnívoro das Américas (Seymour, 1989), e coincide em toda a sua distribuição geográfica com outro carnívoro, a onça-parda (*Puma concolor*) (Iriarte *et al.*, 1990). No último século a onça-pintada foi extinta em grande parte da sua distribuição natural original (Sanderson *et al.*, 2002) e atualmente persiste em apenas metade desta extensão, com o Brasil correspondendo a quase metade da sua distribuição atual (Zeller, 2007). A onça-parda também sofre com a pressão causada pelo homem, mas a espécie ainda persiste em áreas nas quais a onça-pintada foi erradicada (Sunquist & Sunquist, 2002; Zeller, 2007). Tanto a onça-pintada, quanto algumas subespécies da onça-parda são consideradas como ameaçadas de extinção no Brasil, na categoria de vulneráveis (MMA, 2008).

Predadores de topo de cadeia alimentar, como as onças, desempenham funções ecológicas importantes para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas onde ocorrem (Soulé & Terborgh, 1999). Este equilíbrio é conseguido mediante a limitação do número de herbívoros, o que permite a redução da pressão que estes exercem sobre as plantas (Terborgh, 1998, Miller *et al.*, 2001). A regulação “top-down” (de cima para baixo) exercida pelos predadores de topo (como a onças) mantém a diversidade num ecossistema e sua remoção tem se mostrado perturbadora para este (Terborgh *et al.*, 1999; Miller *et al.*, 2001). As conseqüências da remoção dos predadores de topo se estendem no sistema, tanto no nível das presas quanto na própria estrutura da vegetação, podendo desencadear as chamadas “cascatas tróficas” (Ripple & Beschta, 2006; Ripple & Beschta, 2008).

## **1.2. CAATINGA E CONSERVAÇÃO**

O mundo enfrenta impactos crescentes causados pela atividade humana, que apontam para mudanças climáticas globais sem precedentes. Alguns dos ambientes mais sensíveis a estas mudanças são justamente os ecossistemas áridos e semi-áridos. As regiões secas ocupam 41% da superfície dos continentes e comportam cerca de um terço da população mundial. Estas regiões são aparentemente as mais vulneráveis aos efeitos do aquecimento global, sendo que entre 10-20% das suas áreas já estão degradadas, sendo a desertificação a maior das ameaças (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Nestes habitats, a mudança na disponibilidade de água pode ter efeito devastador e irreversível sobre a biodiversidade. O manejo do recurso água tem sido proposto como alternativa para mitigar os efeitos da desertificação e restaurar a capacidade do sistema de fornecer serviços ambientais (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

A Caatinga é o único bioma exclusivo do Brasil (IBGE, 2004). As suas extremas condições climáticas (altas temperaturas máximas e baixa precipitação) (Nimer, 1989; Prado, 2008) podem representar um grande desafio para os mamíferos nela residentes. Para algumas espécies, como os felinos, as extremas temperaturas podem representar uma situação ecológica limite (West, 2005). A baixa disponibilidade de água é o limitante principal para a produtividade primária (Heisler-White *et al.*, 2008), sendo que uma produtividade primária baixa pode limitar a densidade populacional das espécies presas (East, 1984; McNaughton *et al.*, 1989). Conhecendo que os felinos - como todos os carnívoros - são dependentes em número (e biomassa) das suas presas (Carbone & Gittleman, 2002; Karanth *et al.*, 2004), para fins de conservação é necessário compreender a adequabilidade do ambiente da Caatinga para carnívoros e presas.

### **1.3. ARMADILHAS-FOTOGRAFÍCAS**

As armadilhas-fotográficas vêm se estabelecendo como uma das metodologias mais eficazes para o estudo dos carnívoros e suas presas (Kucera & Barrett, 2011). Apesar do seu alto custo inicial, as armadilhas-fotográficas vêm sendo preferidas em relação a outras metodologias tradicionais, como o reconhecimento e quantificação de rastros ou avistamentos e censos para realizar avaliações rápidas da fauna para fins de conservação (Silveira *et al.*, 2003). Isto se deve a versatilidade e eficiência das armadilhas-fotográficas para a obtenção de dados sobre a presença/ocorrência de espécies de difícil observação na natureza. Adicional a grande e ainda crescente variedade de análises possíveis de serem realizadas com os dados coletados, o uso das armadilhas-fotográficas permite investigar a abundância/densidade de espécies e suas dinâmicas populacionais bem como modelar suas probabilidades de uso e ocupação das áreas e habitats (O'Connell *et al.*, 2011).

### **1.4. OBJETIVOS GERAIS**

Este trabalho tem como foco a ecologia e conservação (avaliação de medidas de manejo) da onça-pintada e onça-parda numa unidade de conservação da Caatinga, o Parque Nacional Serra da Capivara (PNSC), localizado no sul do Piauí. O PNSC, uma unidade que conta com um eficiente sistema de vigilância, vem aplicando desde 1994 um modelo de manejo de água único no país e na América (SMAPR, 1994; Fumdam, 1998). Mediante o uso de armadilhas-fotográficas e a avaliação e comparação de diferentes modelos, este trabalho pretende conhecer se este sistema de manejo pode ter influenciado as populações de dois dos principais predadores da caatinga, a onça-pintada e a onça-parda, assim como a relação entre estas e o habitat, um tópico relevante para fins de conservação neste bioma.

### **1.5. ÁREA DE ESTUDOS E HISTÓRICO DE CONSERVAÇÃO**

O Parque Nacional da Serra da Capivara (PNSC) está localizado no sul do estado do Piauí (Figura 1.1), entre os municípios de São Raimundo Nonato, São João do Piauí e Coronel José Dias, entre as coordenadas 08° 26' 50" e 08° 54' 23" de latitude sul e 42° 19' 47" e 42° 45' 51" longitude oeste (SMAPR, 1994). O Parque possui 129.953 hectares. Tem uma temperatura média anual de 28 °C, sendo o mês mais frio em junho (temperatura mínima 10 °C) e os mais quentes outubro e novembro, no início da época das chuvas, com temperaturas máximas de até 45 a 50 °C (Fumdam, 1998; Figueiredo & Puccioni, 2006). A estação chuvosa se estende de outubro até metade de abril, mas pode começar mais tarde ou finalizar antes. A precipitação média anual de é de 689 mm, com uma máxima, em 70

anos, de 1,269mm e mínima de 250 mm. O clima da região do PNSC está caracterizado por uma probabilidade superior a 75% de precipitações inferiores a 900 mm, e menos de 3 meses com precipitações superiores a evapotranspiração potencial média anual de 1.464,4 mm. Isso situa a região do PNSC no limite do árido e o semi-árido (Fumdhm, 1998). Emperaire (1984) descreveu oito vegetações diferentes para o Parque, sendo que este está coberto em sua maior parte por uma vegetação arbustivo-arbórea de 6-10m no platô central, e outras vegetações que variam de florestas mésicas nos canyons até formações arbustivas nas áreas rochosas, com muitos por cactos e bromélias (Olmos, 1992). A topografia do Parque consiste em sua maior parte num platô rodeado de barrancos de 50 até 200 m de altitude, sendo este cortado por uma série de vales e cânions, localizados em sua maior parte perto dos limites da unidade. O platô central encontra-se entre 520 e 600 m de altitude, estando no topo de um gradiente de elevação no Parque que varia entre 280 e 600 m de altitude (Wolff, 2001). O Parque não possui um curso de água permanente e está sob um manejo artificial de água que consiste em um sistema de pontos de distribuição do líquido ao longo da sua área. Estes pontos concentram-se na região sul, norte e, em menor medida na região leste do Parque.



**Figura 1.1.** Localização do Parque Nacional Serra da Capivara (PNSC) na Caatinga do Brasil.



Em 1994 foi elaborado o Plano de Manejo do Parque Nacional Serra da Capivara (SMAPR, 1994). Neste documento se recolhem trabalhos de especialistas em diferentes áreas, sendo que para o caso dos mamíferos, as informações foram baseadas principalmente em trabalhos realizados na região durante a segunda metade dos anos 80. O relatório descreve uma pequena população de onça-pintada no Parque, estimada em 1991 em 6 indivíduos (baseado em censo de pegadas). O documento registra a morte de uma onça-pintada melânica por caçadores e menciona a falta de água e presas para os predadores, assim como uma aparente maior população de onças-pardas (chamadas de onças-vermelhas no documento).

*“Em 1991, um macho adulto reconhecível pelas suas pegadas utilizava cerca de um terço do Parque, mais um trecho fora do mesmo a leste da BR 020. Estes movimentos são devidos à **baixa densidade de presas (especialmente porcos-do-mato e veados)** e à necessidade de água, já que os carnívoros necessitam beber com frequência, especialmente quando passam algum tempo sem se alimentar. **A população de onças-vermelhas parece ser algo maior (...)**”*

O documento continua descrevendo a situação das espécies presa no Parque, registrando que caçadores tinham afetado drasticamente as populações dos ungulados no Parque, como veados-catingueiros (*Mazama gouazoubira*) e catetos (*Tayassu tajacu*) entre outros considerando que algumas espécies poderiam estar nos limites da extinção.

Nesse contexto, a Fumdham (Fundação Museu do Homem Americano), co-gestora do PNSC começou a construção de guaritas no ano 1992, inicialmente nas entradas turísticas e na região da Serra Branca ao noroeste do Parque. A partir do Plano de Manejo considerou-se a criação de mais guaritas como meio de fiscalização e controle e assim, a partir do ano 2000 iniciou-se a construção das bases de apoio. (Niède Guidon, *comunicação pessoal*). E a partir do Plano de Manejo a Fumdham implantou-se um regime de água manejada no Parque. Atualmente o Parque conta com mais de 20 guaritas e 8 bases de apoio. Estas guaritas e as bases contam todas com comunicação radial e estão conectadas com a frequência do IBAMA, facilitando grandemente as tarefas da fiscalização.

Posteriormente, numa avaliação realizada em 1999-2000 com armadilhas-fotográficas, Wolff (2001) encontrou uma maior abundância relativa de pequenas presas como os tatus e grandes como de catetos, assim como indícios de uma associação da presença do veado-catingueiro com as fontes de água artificiais do Parque. Wolff encontrou também indícios

que a população de onças-pardas seria maior do que a das onças-pintadas. Finalmente, em uma avaliação em 2007, Astete (2008) encontrou que na região sul do Parque o veado-catingueiro era a espécie-presa mais abundante, registrando novamente indícios de associação entre esta espécie e as fontes de água. O valor estimado de abundância de onças (Silveira *et al.*, 2009) foi muito mais elevado do que o registrado estudo em 1994.

## 1.6. ESTRUTURA DA TESE

Os resultados desta tese estão apresentados em 3 capítulos:

No segundo capítulo, realizo um estudo de adequabilidade do habitat para os predadores e suas presas. Com os dados acumulados de amostragens realizadas no PNSC em 2007, 2009 e 2010, os registros das armadilhas-fotográficas foram combinados com a análise fatorial de nicho ecológico (*ENFA- Ecological niche factor analysis*) com o fim de realizar uma modelagem de nicho. Considerando que a sazonalidade é uma característica especialmente relevante na Caatinga, as modelagens foram realizadas considerando modelos baseados na soma total de registros assim como modelos baseados em registros sazonais. Igualmente, foi realizada uma comparação entre diferentes modelos com o fim de conhecer qual ou quais eram aqueles que explicariam melhor a situação de adequabilidade de habitat para as espécies no PNSC.

O terceiro capítulo aborda a abundância, sobrevivência e área de vida mínima da onça-pintada e da onça-parda. Os dados coletados pelas armadilhas-fotográficas foram utilizados para identificar os indivíduos de ambas as espécies. Mediante o uso e comparação entre modelos espaciais e não espaciais de captura-marcação-recaptura para populações fechadas, as abundâncias e densidades de ambas as populações foram calculadas para as amostragens de 2009 e 2010. Adicionalmente, com os dados das amostragens de 2007, 2009 e 2010 a sobrevivência de ambas as espécies foi calculada com a ajuda de modelos de captura-marcação-recaptura para populações abertas.

No quarto capítulo, apresento e discuto os padrões espaciais e temporais das onças-pintada e parda e das principais espécies que compõem sua base de presas. Os dados coletados pelas armadilhas-fotográficas em 2009 e 2010 foram combinados com modelos de ocupação (*Occupancy*) que trabalham com a probabilidade de uma espécie estar efetivamente ocupando uma área, baseada no registro das detecções imperfeitas das espécies. Adicionalmente, os registros das amostragens de 2007, 2009 e 2010, foram

utilizados para realizar comparações interespecíficas e intraespecíficas entre as onças e suas presas, com o fim de verificar algum indício de evitação entre as espécies. Finalmente, os dados das armadilhas-fotográficas de 2009 e 2010 foram utilizados para elaborar uma listagem de espécies de presas potenciais, assim como para avaliar a suas abundâncias relativas.

## 1.7. REFERÊNCIAS

- Carbone, C. & Gittleman, J.L., 2002. A common rule for the scaling of carnivore density. *Science* 295: 2273-2276.
- Donadio, E. & Buskirk, S.W., 2006. Diet, morphology, and interspecific killing in carnivora. *Am. Nat.* 167: 524–536.
- Durant, S.M., 1998. Competition refuges and coexistence: an example from Serengeti carnivores. *Journal of Animal Ecology* 67: 370–386.
- East, R., 1984. Rainfall, soil nutrient status and biomass of large African savanna mammals. *African Journal of Ecology* 22: 245–270.
- Fundação Museu do Homem Americano (FUMDHAM), 1998. Parque Nacional Serra da Capivara. Alínea Publicações Editora - Lage Design, Brazil.
- Heisler-White, J.L., Knapp, A.K. & Kelly, E.F., 2008. Increasing precipitation event size increases aboveground net primary productivity in a semi-arid grassland. *Oecologia* 158: 129-40.
- IBGE, 2004. Mapa de vegetação do Brasil. Rio de Janeiro, Brasil
- Iriarte, J.A., Franklin, W.L., Johnson, W.E. & Redford K.H., 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the American puma. *Oecologia* 85: 185-190.
- Jácomo, A.T.A., Silveira, L. & Diniz-Filho, J.A.F., 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology* 262: 99–106.
- Karanth, K.U., Sunquist, M.E., 2000. Behavioural correlates of predation by tiger (*Panthera tigris*), leopard (*Panthera pardus*) and dhole (*Cuon alpinus*) in Nagarhole, India. *Journal of Zoology* 250: 255–265.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N.S., Link, W.A. & Hines, J.E., 2004. Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceeding of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 4854–4858.
- Kucera, T.E. & Barrett, R.H., 2011. A History of Camera Trapping. In: O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U. (Eds.). *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, USA, pp. 9-26.
- McDonald, P.T., 2006. Habitat affiliations of sympatric carnivores in southern Illinois. *Dissertação de Mestrado*. Southern Illinois University, Illinois, USA. 91p.
- McNaughton, S., Oesterheld, M., Frank, D. & Williams, K. 1989 Ecosystem-level patterns of primary productivity and herbivory in terrestrial habitats. *Nature* 341: 142-144.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC, USA.
- Miller, B., Dugelby, B., Foreman, D., Martinez Del Río, C., Noss, R., Phillips, M., Reading, R., Soulé, M. E., Terborgh, J. & Willcox, L., 2001. The Importance of Large Carnivores to Healthy Ecosystems. *Endangered Species UPDATE* 18: 202-210.
- Nimer, E. 1989. *Climatologia do Brasil*. 2a. ed. Rio de Janeiro: IBGE- SUPREN (Fundação IBGE- SUPREN). Recursos Naturais e Meio Ambiente. Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
- O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U. (Eds.), 2011. *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, USA.
- Prado, D.E., 2008. As Caatingas da América do Sul. In: *Ecologia e Conservação da Caatinga*. 3ed. Leal, I.R., Tabarelli, M. & da Silva, J.M.C. (Eds). Recife: Editora Universitária da UFPE, Recife, Brasil. pp. 03-73.
- Ripple, W.J. & Beschta, R.L. 2006. Linking a cougar decline, trophic cascade, and catastrophic regime shift in Zion National Park. *Biological Conservation* 133: 397-408.
- Ripple, W.J. & Beschta, R.L. 2008. Trophic cascades involving cougar, mule deer, and black oaks in Yosemite National Park. *Biological Conservation* 141: 1249-1256.
- Ritchie, E.G. & Johnson, C.N., 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12: 982-998.

- Sanderson, E.W., Redford, K.H., Chetkiewicz, C.B., Medellin, R.A., Rabinowitz, R.A., Robinson, J.G. & Taber, A.B., 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology* 16: 1–15.
- Schipper, J., Chanson, J.S., Chiozza, F., Cox, N.A., Hoffmann, M., Kataryia, V., Lamoreux, J., Rodrigues, A.S.L., Stuart, S.N., Temple, H.J., Baillie, J., Boitani, L., Lacher Jr., T.E., Mittermeier, R.A., Smith, A.T., Absolon, D., Aguiar, J.M., Amori, G., Bakkour, N., Baldi, R., Berridge, R.J., Bielby, J., Black, P.A., Blanc, J.J., Brooks, T.M., Burton, J.A., Butynski, T.M., Catullo, G., Chapman, R., Cokeliss, Z., Collen, B., Conroy, J., Cooke, J.G., da Fonseca, G.A.B., Derocher, A.E., Dublin, H.T., Duckworth, J.W., Emmons, L., Emslie, R.H., Festa-Bianchet, M., Foster, M., Foster, S., Garshelis, D.L., Gates, C., Gimenez-Dixon, M., Gonzalez, S., Gonzalez-Maya, J.F., Good, T.C., Hammerson, G., Hammond, P.S., Happold, D., Happold, M., Hare, J., Harris, R.B., Hawkins, C.E., Haywood, M., Heaney, L.R., Hedges, S., Helgen, K.M., Hilton-Taylor, C., Hussain, S.A., Ishii, N., Jefferson, T.A., Jenkins, R.K.B., Johnston, C.H., Keith, M., Kingdon, J., Knox, D.H., Kovacs, K.M., Langhammer, P., Leus, K., Lewison, R., Lichtenstein, G., Lowry, L. F., Macavoy, Z., Mace, G.M., Mallon, D.P., Masi, M., McKnight, M.W., Medellín, R.A., Medici, P., Mills, G., Moehlman, P.D., Molur, S., Mora, A., Nowell, K., Oates, J.F., Olech, W., Oliver, W.R.L., Oprea, M., Patterson, B.D., Perrin, W.F., Polidoro, B.A., Pollock, C., Powel, A., Protas, Y., Racey, P., Ragle, J., Ramani, P., Rathbun, G., Reeves, R.R., Reilly, S.B., Reynolds, J.E., Rondinini, C., Rosell-Ambal, R.G., Rulli, M., Rylands, A.B., Savini, S., Schank, C.J., Sechrest, W., Self-Sullivan, C., Shoemaker, A., Sillero-Zubiri, C., De Silva, N., Smith, D.E., Srinivasulu, C., Stephenson, P.J., van Strien, N., Talukdar, B.K., Taylor, B.L., Timmins, R., Tirira, D.G., Tognelli, M.F., Tsytsulina, K., Veiga, L.M., Vié, J.-C., Williamson, E.A., Wyatt, S.A., Xie, Y., Young, B.E., 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat and knowledge. *Science* 322: 225-230.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE DA PRESIDÊNCIA DA REPÚBLICA (SMAPR), 1994. Plano de Manejo Parque Nacional Serra da Capivara. Brasília, DF, Brasil.
- Seymour, K. L., 1989. *Panthera onca*. *Mammalian Species* 340: 1–9.
- Silveira, L., Jácomo, A.T.A. & Diniz-Filho, J.A.F., 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.
- Soulé, M. E & Terborgh, J., (Eds.) 1999. *Continental Conservation: Scientific Foundations of Regional Reserve*. Island Press, Washington, DC, USA.
- Sunquist, M.E., Sunquist, F., 2002. *Wild Cats of the World*. University of Chicago Press, Chicago.
- Terborgh, J, Estes, J.A., Paquet, P.C., Ralls, K., Boyd-Heger, D., Miller, B., Noss, R., 1999. Role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems. In: Soulé, M.E., Terborgh, J. (Eds.) *Continental Conservation: Scientific Foundations of Regional Reserve Networks*. Island Press, Whashington, DC, USA, pp. 39-64.
- Terborgh, J., 1988. The big things that run the world - a sequel to E. O. Wilson. *Conservation Biology* 2: 402-403
- Treves, A., Karanth, U., 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology* 17: 1491-1499.
- West, P., 2005. The Lion's mane. *American Scientist* 93: 226-235.
- Woodroffe, R., 2000. Predators and people: using human densities to interpret declines of large carnivores. *Animal Conservation* 3: 165-173.
- 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, USA.

## 2. VIVENDO EM AMBIENTES EXTREMOS - MODELAGEM DA ADEQUABILIDADE DE HABITAT PARA OS CARNÍVOROS E SUAS PRESAS EM UM HABITAT SEMIÁRIDO COM A ANÁLISE FATORIAL DE NICHO ECOLÓGICO.

ASTETE, S.<sup>1</sup>; MARINHO-FILHO, J.<sup>2</sup>; MACHADO, R.B.<sup>2</sup>; ZIMBRES, B. <sup>2</sup>; JÁCOMO, A.T.A.<sup>3</sup>;  
FURTADO, M.<sup>3</sup>; SOLLMANN, R.<sup>3,4</sup>; TÔRRES, N.M.<sup>3</sup>& SILVEIRA, L. <sup>3</sup>

1. Programa de Pós-Graduação em Ecologia, University of Brasília, Brasília, Brazil.  
E-mail: [samastete@yahoo.com](mailto:samastete@yahoo.com) (+55) (61) 8169-8605 *Corresponding author*
2. Departamento de Zoologia. Universidade de Brasília, Brasília, 70910-900, Brazil.
3. Jaguar Conservation Fund / Instituto Onça-Pintada. CEP 75830-000 Mineiros, Goiás, Brazil.
4. North Carolina State University, Department of Forestry and Environmental Resources, Raleigh, NC, USA

### 2.1. ABSTRACT

Carnivores and their prey located at the extremes of their ecological niche face particular constraints in terms of Habitat Suitability (HS), which is valuable information for their conservation. In this study, we combined the use of camera-traps and the Ecological Niche Factor Analysis (ENFA) to calculate the HS for carnivores and their prey in the Serra da Capivara National Park (SCNP), located in the semi-arid Caatinga biome of Brazil, and also evaluated the results in term of HS of a water management applied in the Park since 1994. Considering the physiological limitations of those species in the Caatinga, we used the “edge of niche” HS algorithms and compared it with the ENFA’s traditional Median Algorithm (M). The new algorithms performed best describing the HS seasonal differences between the same species and their interactions. For all species, the distance to waterholes was the ecogeographical variable with the greatest contribution for the ENFA. We concluded that the water management policy applied in SCNP has the possibility to turn the Caatinga in a more suitable habitat for those species.

**Keywords:** ENFA, Caatinga, jaguar, puma, gray brocket deer, water management

## 2.2. INTRODUÇÃO

A necessidade de informações confiáveis sobre a distribuição de espécies e modelos que possam explicar e estimar sua ocorrência é uma preocupação importante para qualquer esforço de conservação (Araújo & Williams, 2000). Modelos de adequabilidade de habitat (MAH) que prevêem a distribuição espacial das espécies (Guisan & Zimmermann, 2000; Pearce & Boyce, 2006) representam uma ferramenta útil para a conservação e gestão de espécies ameaçadas de extinção (Palma *et al.*, 1999). MAH relacionam um conjunto de observações de campo das espécies-alvo a um grupo de variáveis ecológicas que se presume refletem alguns fatores-chave do nicho da espécie (Hirzel *et al.*, 2001). Modelos baseados em dados de presença-ausência são a abordagem padrão para modelagem de habitat (Schadt *et al.*, 2002; MacKenzie *et al.*, 2006; Klar *et al.*, 2008), e eles assumem que os sítios amostrais são cuidadosamente monitorados, de modo a poder confirmar com segurança a presença ou ausência de uma espécie. No entanto, eles são potencialmente tendenciosos porque eles podem produzir "falsas ausências" (Hirzel *et al.*, 2002), quando uma espécie ocorre em um local mas não é detectada ou se o habitat é adequado, mas por uma razão qualquer a espécie não o está utilizando.

Carnívoros em todo o mundo competem com os humanos por espaço e alimento e a alteração dos habitats dos carnívoros pela atividade humana leva a uma escalada de conflitos potenciais (Treves & Karanth, 2003). Como carnívoros dependem de suas presas tanto em número como biomassa (Karanth *et al.*, 2004), informações confiáveis sobre sua distribuição e adequação do habitat tanto do predador quanto da presa são cruciais para os esforços de conservação de carnívoros. O bioma semi-árido da Caatinga (floresta tropical seca sazonal) cobre uma área de quase 750 000 km<sup>2</sup> no nordeste do Brasil (MMA, 2005). No entanto, pouca atenção tem sido dada para a sua conservação (Silva *et al.*, 2004) e áreas de proteção integral cobrem apenas 1,21% do seu território (Capobianco, 2002). Com relativamente baixo endemismo de mamíferos e ausência de adaptações fisiológicas para as condições áridas (Mares *et al.*, 1985), ainda se conhece pouco sobre como se distribuem os mamíferos neste habitat e sobre a adequabilidade da Caatinga para estas espécies.

Os impactos crescentes causados por seres humanos apontam um cenário de mudanças climáticas globais sem precedentes, no qual habitats semi-áridos, como a Caatinga tendem a ser mais vulneráveis do que outros, devido ao aquecimento global. Em tais habitats, alterações na disponibilidade de água podem ter efeitos desproporcionais sobre a biodiversidade (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Para evitar estes efeitos, várias ações têm sido propostas, incluindo a gestão da água que, por exemplo, tem sido aplicada

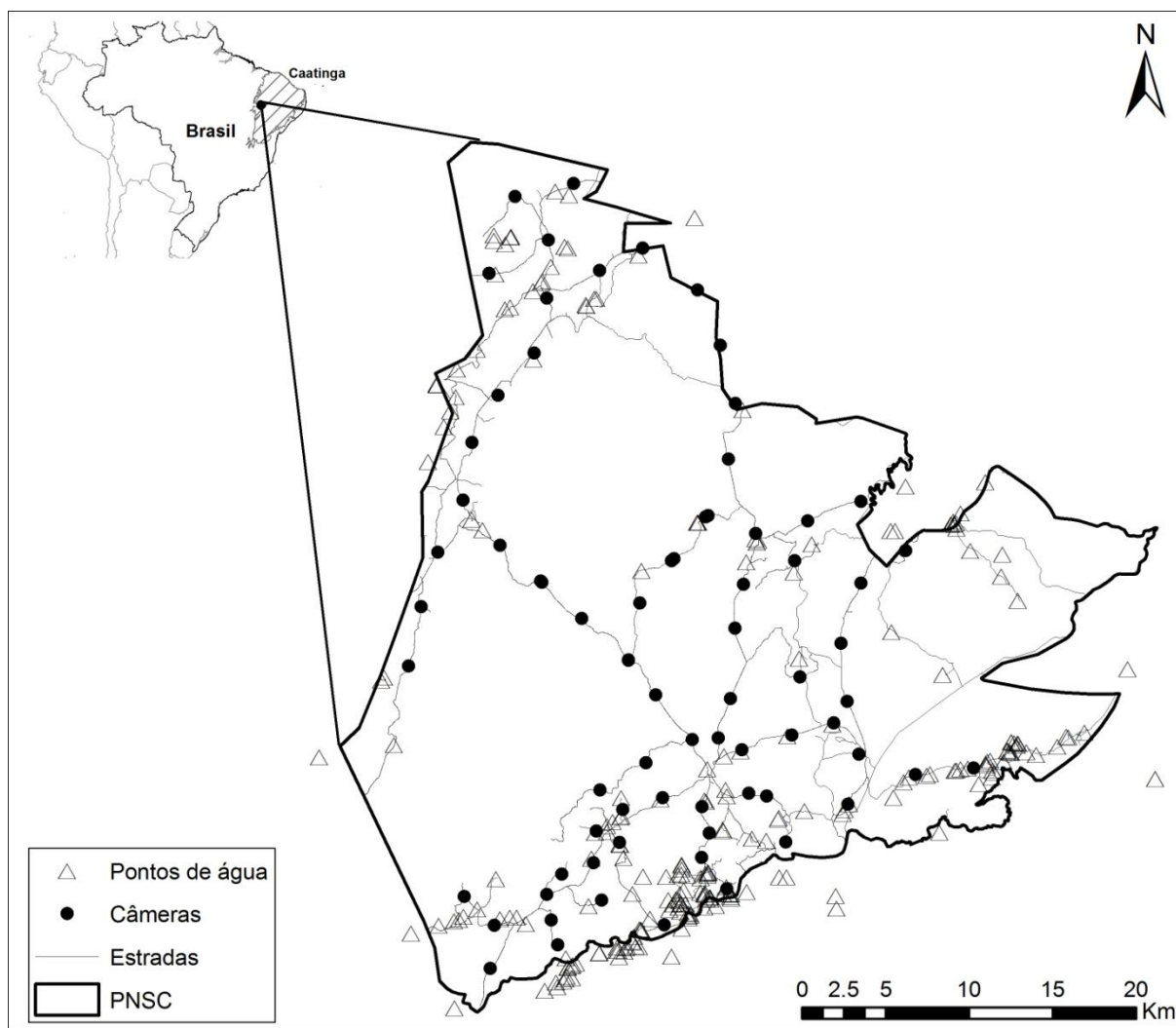
em áreas protegidas na África como uma forma de recuperar as populações de herbívoros (Pienaar, 1985; Glaylard *et al.*, 2003), e com respostas diferentes das espécies-alvo (Smit *et al.*, 2007; de Boer *et al.*, 2010). No presente estudo, foi utilizada uma nova metodologia para avaliar a adequabilidade do habitat (AH) para os grandes carnívoros e suas presas no bioma Caatinga. Com dados coletados por armadilhas fotográficas e a análise fatorial de nicho ecológico (Ecological Niche Factor Analysis – ENFA), um MAH baseado apenas na presença de uma dada espécie (Hirzel *et al.*, 2002), procurou-se compreender a adequabilidade do habitat (AH) para os carnívoros e suas presas na Caatinga. Também foi avaliada a resposta dessas espécies em termos de AH para uma política de gestão de água aplicada em uma área protegida na Caatinga, testando os algoritmos de borda de nicho, que são recomendados para espécies ocorrendo próximo aos limites de sua distribuição (Braunisch *et al.*, 2008).

### **2.3. MATERIAL E MÉTODOS**

#### *Área de Estudo*

O Parque Nacional Serra da Capivara (PNSC) está localizado no sul do estado do Piauí (Figura 2.1) e com seus 129.140 ha é uma das maiores áreas protegidas do bioma Caatinga (MMA, 2005). A temperatura varia entre 12 e 45 °C, com uma estação chuvosa de outubro a abril (Emperaire, 1984), e precipitação média anual de 689 milímetros (FUMDHAM, 1998). A altitude varia entre 280-600 m e a topografia consiste de um planalto principal cortado por gargantas e vales profundos e delimitado por penhascos de 50 a 200 m de altura (Emperaire, 1984). O PNSC registra oito tipos de habitat, desde a caatinga baixa e aberta até a caatinga arbórea densa, incluindo o habitat predominante, uma caatinga arbustivo-arbórea com 6 a 10 m de altura. O Parque não tem corpos d'água perenes naturais e, como parte das ações definidas em seu Plano de Manejo, desde 1994 uma série de poços permanentes artificiais foram instalados (SMAPR, 1994). O PNSC foi declarado Patrimônio Mundial pela UNESCO, devido à sua herança arqueológica e para permitir o acesso e a pesquisa o Parque possui uma extensa rede de estradas de terra e trilhas.





**Figura 2.1.** Localização do Parque Nacional da Serra da Capivara (PNSC) no bioma da Caatinga do Brasil (área pontilhada), e a distribuição espacial dos poços artificiais no seu interior.

### *Dados sobre as espécies*

Criamos mapas de distribuição das nossas espécies-alvo baseados nos registros de presença obtidos em três campanhas de amostragem com armadilhas-fotográficas realizadas no PNSC em 2007, 2009 e 2010. Cada campanha de amostragem abrangeu as estações seca e chuvosa. Cada estação de captura ficava em média a 3,1 km de distância da estação vizinha mais próxima. Foram utilizadas 26 estações em 2007 (abrangendo aproximadamente a terceira parte do Parque) e 70 estações nos levantamentos de 2009 e 2010, estes dois últimos abrangendo todas as áreas acessíveis no Parque. Os mapas das espécies considerando os registros totais e sazonais (estação seca e chuvosa) foram produzidos para os dois predadores de topo, a onça-pintada (*Panthera onca*) e a onça parda (*Puma concolor*), e também para algumas de suas espécies presas potenciais: o veado-catingueiro (*Mazama gouazoubira*), o cateto (*Tayassu tajacu*), o tatu-bola

(*Tolypeutes tricinctus*) e o tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*). Foram consideradas estas presas, e não outras, menores, devido ao fato de que estas foram efetivamente registradas como presas das onças no PNSC (Olmos, 1993; Wolff, 2001).

#### *Variáveis Ambientais*

Na Análise Fatorial de Nicho Ecológico (Ecological Niche Factor Analysis - ENFA), as variáveis ecogeográficas (EGVs – Ecogeographical Variables) são as variáveis que presumivelmente refletem alguns fatores-chave do nicho da espécie. Criamos as EGVs utilizando os programas SIG ArcGIS 9,31 (ESRI, 2009) e Idrisi Taiga (Eastman, 2009). As seis EGVs utilizadas incluem três ecológicas: modelo digital de terreno acima do nível do mar (DEM – Digital Elevation Model), inclinação/declividade do terreno, índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI – Normalized Difference Vegetation Index) para cada estação; e adicionalmente três EGVs antrópicas: a distância a poços artificiais de água, mapas de distância de estradas pavimentadas e de distância a assentamentos humanos em todo o PNSC. Uma vez que alguns mapas derivam de imagens Landsat TM (como NDVI), com 30m de resolução espacial, a mesma resolução foi utilizada para os modelos digitais de terreno e mapas de declividade (Valeriano, 2008). Os Modelos digitais de terreno, mapas de declividade, e pontos de água foram fornecidos pela Fundação Museu do Homem Americano (FUMDHAM) (<http://www.fumdam.org.br>). Foram utilizados os algoritmos Box-Cox ou transformação de raiz quadrada para normalização das EGVs, como sugerido por Hirzel *et al.* (2002). Como indicado por Pettorelli *et al.* (2009), os coeficientes calculados pela ENFA para cada EGV devem ser interpretados com cuidado no caso de mapas de distância (que é o caso para a distância para poços, estradas e assentamentos humanos): um alto valor positivo indica aversão pelas espécies, enquanto que um alto valor negativo indica preferência pela EGV considerada.

#### *Análise ENFA*

A análise ENFA é uma abordagem que usa dados somente de presença para criar um modelo de Adequabilidade de Habitat de uma espécie. Diferente de outros modelos, tais como Ocupação, que com base nos dados de detecção / não detecção, corrige a detecção imperfeita e estima a probabilidade de uma espécie ocupar um local amostrado (MacKenzie *et al.*, 2006), ENFA visa estabelecer o nicho ecológico da espécie com base no conceito de Hutchinson (1957), referido aqui como uma área no espaço ecogeográfico onde uma espécie tem uma probabilidade razoável de ocorrer (Hirzel *et al.*, 2002). A ENFA utiliza uma abordagem de fatores multivariados para agregar informações sobre a espécie, com o objetivo de identificar padrões gerais de uso do habitat com base em dois índices: marginalidade e de especialização. A marginalidade maximiza a distância multivariada entre

as células ocupadas pela espécie e a distribuição média global de cada variável. A agregação dos eixos restantes, chamada especialização, é a relação entre a variância da distribuição global e a distribuição efetivamente registrada para as espécies-focais. O inverso da especialização é definido como a tolerância da espécie. Um fator de marginalidade global próximo de 1 significa que a espécie vive num habitat muito particular em relação ao conjunto de referência de variáveis, enquanto que um valor de tolerância <1 indica algum grau de especialização (Hirzel *et al.*, 2002).

Para calcular os escores de AH desses fatores ENFA (distribuição de frequência das espécies em cada fator) (Hirzel *et al.*, 2002) foi utilizado o software BioMapper 4,0 (Hirzel *et al.*, 2008). O programa usa um conjunto de algoritmos que assumem que as condições ambientais são ótimas onde a espécie é mais freqüente. O algoritmo padrão do BioMapper é o algoritmo de mediana (M), que considera que a condição ideal é representada pela mediana da distribuição de frequência das espécies, considerada como modal e assimétrica. Considerando-se que quando as condições ambientais na área de estudo representam apenas uma porção marginal do nicho fundamental da espécie o resultado de MAH poderia ser tendencioso, e que essa situação ocorre principalmente nos limites das distribuições das espécies, também usamos três algoritmos derivados do algoritmo de mediana para calcular a AH de uma espécie na situação de "borda de nicho": 1) O "algoritmo mediana da área ajustada" (Ma - Area-adjusted Median algorithm), que considera a disponibilidade relativa das condições de habitat, comparando o uso de habitat a disponibilidade de habitat para avaliar como as espécies podem selecionar um habitat; 2) o "algoritmo Mediana + extremo" (Me - Median + Extremum algorithm), onde o ótimo de AH da espécie está localizado próximo ao valor mais baixo ou mais alto da EGV (por exemplo, os locais com a menor precipitação), e 3) o "algoritmo da mediana ajustada + extremo" (Mae - Area-adjusted Media + Extremum algorithm) que combina os dois métodos, considerando-se que ambos as situações poderiam acontecer ao mesmo tempo (Braunisch *et al.*, 2008).

Para avaliar os modelos resultantes de AH, usamos a opção de validação cruzada 'jack-knife' por 10 vezes, definida como padrão em BioMapper. Neste procedimento, os dados de presença são espacialmente divididos em 10 partições iguais, nove delas utilizadas sequencialmente para calibrar o modelo, e a partição restante utilizada para avaliá-lo. Calculamos três medidas de avaliação para modelos baseados somente em dados de presença, AVI (Absolute Validation Index – Índice de Validação Absoluta), CVI (Contrast Validation Index - Índice de Validação por Contraste) (Hirzel *et al.*, 2004) e o Índice Boyce Contínuo (CBI – Continuous Boyce Index) (Hirzel *et al.*, 2006). O AVI, variando de 0 a 1, é a

proporção das partições de avaliação com AH maior que 0,5, indicando quão bem o modelo discrimina áreas de alta adequabilidade de áreas de baixa adequabilidade. O CVI, variando de 0 a AVI, é o AVI menos o AVI de um modelo nulo obtido por acaso e indica o quanto o AVI difere dos resultados por acaso (Sattler *et al.*, 2007). O CBI, a medida de avaliação preferida no presente estudo, quantifica a relação entre o número observado e esperado de pontos de validação para diferentes valores do Índice de AH. O CBI varia de -1 a 1: os valores positivos indicam um modelo com as previsões consistentes, valores próximos de zero significam que o modelo não é diferente do acaso, e valores negativos indicam um modelo incorreto, predizendo áreas de baixa qualidade onde as presenças são mais freqüentes. A opção padrão do BioMapper para avaliação de modelos (razão prevista sobre esperada) no CBI é um tamanho de janela de 20 classes de adequabilidade, portanto, descartando modelos resultando com menos de 20 registros. Nós estabelecemos um limite de 0,100 CBI, baixo do qual modelos com um CBI menor do que 0,100 foram considerados incorretos e descartados para futuras análises.

#### *Espécies e comparação de modelos*

Como a onça-pintada e a onça-parda são predadores simpátricos (Iriarte *et al.*, 1990), buscamos informações de amplitude e sobreposição de nicho em potencial. Seguindo a metodologia de Sattler *et al.* (2007), utilizamos a Análise Discriminante do BioMapper para estimar a largura de nicho e índices de sobreposição (De Angelo *et al.*, 2011). Usando os registros de espécies, o programa calcula um fator discriminante, o que maximiza a separação entre as espécies ao longo de uma combinação linear dos EGVs. O mapa de fator resultante representa um resumo dos recursos utilizados pela espécie e é usado para calcular o índice de largura de nicho (índice padronizado de Levin), índices de sobreposição (índice de sobreposição de Pianka e índice de sobreposição assimétrica de Lloyd) e índices que demandam estimativas de disponibilidade de recursos (largura de nicho de Hurlbert e sobreposição assimétrica de Rathke; Colwell & Futuyma, 1971; Hulbert, 1978).

Procuramos diferenças entre todos os mapas resultantes de AH, tanto para uma mesma espécie (registros sazonais) assim como entre espécies (registros sazonais e totais). Usando o pacote 'Hawth's Tools' (Beyer, 2004) para ArcGIS criamos 500 pontos aleatórios dentro de nossa área de estudo e extraímos seus valores pontuais de AH. Pontos com um valor zero simultâneo para ambos os mapas de AH foram descartados. Para todos os pontos restantes seus valores foram comparados com um Teste de Mann-Whitney pareado, utilizando o software estatístico R (R Development Core Team, 2011). Se os resultados mostraram diferenças não significativas, os dois mapas de AH foram considerados como significativamente similares. Para verificar sobreposição espacial, convertemos todos os

mapas de AH para mapas booleanos(registrando valores apenas de 0 ou 1) com a ferramenta "Booleanize" do BioMapper. Então, com o módulo CrossTab do programa IDRISI foi calculado um índice de concordância Kappa (KIA - Kappa Index of Agreement) para cada par de mapas de AH. O KIA é uma medida do grau de concordância dos dois mapas além do esperado pelo acaso, que varia de 0 (aleatório) a 1 (concordância perfeita) (Rosenfield & Fitzpatrick-Lins, 1986). Fizemos ambas as análises considerando mapas de AH derivados dos registros total e sazonais.

## 2.4. RESULTADOS

O esforço total acumulado foi de 19.938 armadilhas-noite: 3.833 durante um estudo preliminar de nove meses em 2007 e 16.105 armadilhas-noite nas amostragens de 2009 e 2010 (duas amostras de cinco meses cada). Em 2007 foram amostrados três meses de chuva e seis de seca, e nas amostragens de 2009 e 2010 foram amostrados três meses de chuva e dois de seca para cada ano. Para as seis espécies escolhidas, obtivemos um total de 18 modelos (três para cada espécie), variando de 30 a 81 registros quando foi considerada a somatória total dos registros e de 13 para 65 registros quando os dados foram separados sazonalmente.

A Tabela 2.1 mostra o resultado da ENFA dos valores dos EGVs no primeiro fator (Pettorelli *et al.*, 2009). Para todas as espécies, o EGV "Distância a fontes de água" ("Distance to Waterholes") teve a maior contribuição. Considerando os modelos derivados do total de registros, a marginalidade foi maior para a onça-pintada e menor para o tatu-galinha; sazonalmente foi maior para o tatu-bola. A menor tolerância foi a da onça-pintada, considerando a amostra total; sazonalmente, o veado-mateiro obteve os maiores valores de tolerância. Os valores de marginalidade e tolerância variaram para todas as espécies considerando a sazonalidade (Tabela 2.1). O BioMapper descartou todos os modelos de AH do cateto e do tatu-galinha na estação seca. Todos os algoritmos "borda do nicho" classificaram mais modelos adequados (entre 2 e 3) do que o algoritmo M (Tabela 2.2). O AVI classificou alguns modelos como consistentes, embora tenham sido claramente classificados como aleatórios ou errados pelo CBI (p.e. AVI: 0,533 e CBI: -0,040 no Ma). Foram obtidos apenas dois modelos com um valor de CBI > 0,500 (Tabela 2.2).

Considerando-se o índice padronizado largura de nicho de Levins, usando o conjunto total de registros, a onça-pintada mostrou uma amplitude de nicho menor que o da onça-parda, mas os resultados se invertem quando se considera os registros sazonais, onde a onça-pintada mostrou um nicho mais amplo que o das onças-pardas. Observou-se o mesmo

padrão para o índice de Hurlbert (Tabela 2.3). O índice de Lloyd para sobreposição assimétrica mostrou maior sobreposição de nicho da onça-parda com a onça-pintada do que vice-versa, tanto para o total de registros quanto para os registros sazonais, mas os seus nichos estavam próximos de uma sobreposição completa, de acordo com o índice de sobreposição de nicho de Pianka (1,0 indica uma sobreposição completa) (Tabela 2.3). O MDT foi o EGV que resumiu os recursos utilizados por onças-pintadas e onças-pardas na Análise Discriminante (resultados não mostrados).

Para cada algoritmo foram comparados os mapas aprovados pelo critério CBI entre as mesmas espécies (registros sazonais) e entre predadores e presas potenciais (registros sazonais e totais) (Tabela 2.4). Considerando os mapas derivados do total de registros, o algoritmo M indicou apenas um entre cinco casos em que os mapas de AH foram significativamente semelhantes (entre onça-parda e o veado-catingueiro). Para os outros algoritmos a tendência foi oposta, e uma semelhança significativa entre os mapas de AH das espécies foi predominante. Todos os algoritmos mostraram diferenças significativas entre os mapas de AH da onça-pintada e onça-parda (Tabela 2.4). Para mapas de AH derivados dos registros sazonais, apenas os gerados pelo algoritmo M indicaram semelhanças significativas nos mapas de AH para a onça-pintada, enquanto o resto de algoritmos mostrou o contrário. Para a onça-parda, todos os algoritmos indicaram semelhanças significativas sazonais e para o veado-catingueiro havia diferenças sazonais significativas apenas no algoritmo Me (Tabela 2.4). Quando se procurou por interações sazonais entre as espécies, todos os algoritmos, exceto Mae, mostraram semelhanças significativas entre os mapas de onças-pintadas e veados-catingueiros na estação seca, ao passo que, na estação chuvosa, apenas o algoritmo M mostrou semelhanças significativas entre eles. Entre os predadores, todos os algoritmos mostraram semelhanças significativas entre os mapas da onça-pintada e onça-parda na estação seca, e todos os modelos, exceto Mae, apresentaram na estação seca um valor de  $KIA > 0,5$  entre os predadores (Tabela 2.4). Graficamente, para as três espécies, todos os mapas de AH derivados de modelos de "borda de nicho" mostraram uma área central mais definida e mais ampla do que o habitat adequado M tradicional, especialmente para os algoritmos Ma e Mae (Figuras 2-7). Não foram realizados mapas para o cateto, tatu-peba, tatu-bola e tatu-galinha devido aos modelos AH destas espécies não terem sido aprovados pelo Biomapper em alguma estação, e isso dificultaria as comparações. Para todos os modelos de AH da onça-pintada, onça-parda e veado-catingueiro, a sua distribuição de frequência no fator da marginalidade situava-se em um dos dois extremos, com quase todos eles (21 de 24) tendo uma distribuição positivamente alongada (resultados não apresentados).

**Tabela 2.1.** Coeficientes das variáveis ecogeográficas (EGVs) em análise ENFA para o fator de marginalidade das seis espécies de mamíferos no PNSC (pintada = onça-pintada; parda = onça-parda, cating = veado-catingueiro, cateto = cateto, tbola = tatu-bola, tgalinha = tatu-galinha), para os modelos de adequabilidade de habitat considerando o número total (tot) dos registros, e registros nas estações chuvosa (ch) e seca (sec).

Nome do modelo	Distância a povoados	Distância a rodovias	Declividade	Distância a fontes de água	Modelo Digital do Terreno (MDT)	NDVI estação seca/chuva	Marginalidade	Tolerância	n	Número fatores retidos	% informação explicada	% explicada pela marginalidade	% explicada pelo primeiro eixo especialização
pintada_tot	-0.051	0.197	0.016	-0.712	0.556	0.376	0.705	0.514	81	5	0.987	0.589	0.200
parda_tot	-0.070	0.194	-0.032	-0.712	0.529	0.410	0.681	0.560	71	5	0.985	0.507	0.217
catting_tot	-0.037	0.197	0.090	-0.808	0.429	0.338	0.672	0.550	62	5	0.988	0.536	0.197
cateto_tot	-0.092	0.151	-0.085	-0.770	0.445	0.413	0.664	0.525	30	5	0.992	0.543	0.219
tbola_tot	0.232	0.362	-0.119	-0.717	0.394	0.363	0.641	0.525	35	5	0.991	0.431	0.244
tgalinha_tot	0.111	0.307	0.017	-0.751	0.401	0.411	0.610	0.577	48	5	0.988	0.441	0.238
pintada_ch	-0.010	0.152	-0.075	-0.699	0.570	0.396	0.676	0.510	65	5	0.988	0.588	0.186
parda_ch	0.057	0.240	-0.104	-0.727	0.546	0.319	0.663	0.511	48	5	0.987	0.562	0.182
catting_ch	-0.007	0.191	0.084	-0.780	0.439	0.394	0.685	0.523	43	5	0.988	0.588	0.177
cateto_ch	-0.167	0.065	0.005	-0.731	0.417	0.509	0.729	0.494	20	5	0.994	0.479	0.295
tbola_ch	-0.059	0.387	-0.141	-0.594	0.501	0.471	0.737	0.479	21	5	0.990	0.545	0.225
tgalinha_ch	0.108	0.298	0.016	-0.729	0.390	0.464	0.627	0.543	48	5	0.990	0.530	0.189
pintada_sec	0.016	0.233	-0.071	-0.691	0.539	0.417	0.709	0.481	64	5	0.990	0.619	0.165
parda_sec	-0.158	0.227	-0.077	-0.673	0.565	0.381	0.715	0.551	58	5	0.981	0.483	0.230
catting_sec	-0.033	0.223	0.069	-0.813	0.422	0.325	0.676	0.548	51	5	0.989	0.474	0.214
cateto_sec	0.105	0.267	-0.137	-0.707	0.420	0.472	0.707	0.312	15	5	0.998	0.763	0.120
tbola_sec	0.337	0.380	-0.194	-0.669	0.390	0.324	0.625	0.453	21	5	0.994	0.569	0.162
tgalinha_sec	-0.068	0.238	-0.006	-0.843	0.343	0.326	0.592	0.506	13	5	0.993	0.293	0.310

**Tabela 2.2.** Resultados de diferentes índices de avaliação ENFA (AVI, CVI e CBI) das seis espécies de mamíferos na SCNP (pintada = onça-pintada; parda = onça-parda, cating = veado-catingueiro, cateto = cateto, tbola = tatu-bola, tgalinha = tatu-galinha), para os modelos de Adequabilidade de Habitat considerando o número total de registros (tot), bem como registros no período chuvoso (ch) e seco (sec). Os resultados são agrupados sob os quatro algoritmos avaliados: M (Média), Ma (Mediana da área ajustada), Me (média + extremo) e Mae (Mediana da área ajustada + extremo).

Nome do modelo	M			Ma			Me			Mae		
	AVI	CVI	CBI	AVI	CVI	CBI	AVI	CVI	CBI	AVI	CVI	CBI
pintada_tot	0.434 ± 0.209	0.320 ± 0.199	0.424 ± 0.329	0.486 ± 0.315	0.396 ± 0.304	0.468 ± 0.377	0.446 ± 0.243	0.344 ± 0.235	0.405 ± 0.373	0.498 ± 0.323	0.409 ± 0.312	0.521 ± 0.365
parda_tot	0.487 ± 0.217	0.329 ± 0.191	0.515 ± 0.268	0.498 ± 0.306	0.396 ± 0.298	0.417 ± 0.484	0.487 ± 0.285	0.375 ± 0.274	0.354 ± 0.482	0.498 ± 0.306	0.396 ± 0.298	0.420 ± 0.488
catting_tot	0.506 ± 0.295	0.370 ± 0.259	0.364 ± 0.472	0.502 ± 0.418	0.391 ± 0.412	0.111 ± 0.544	0.487 ± 0.253	0.401 ± 0.249	0.376 ± 0.470	0.502 ± 0.418	0.391 ± 0.412	0.101 ± 0.556
cateto_tot	0.483 ± 0.355	0.228 ± 0.333	0.106 ± 0.537	0.467 ± 0.450	0.322 ± 0.446	0.035 ± 0.585	0.450 ± 0.385	0.329 ± 0.372	-0.012 ± 0.487	0.467 ± 0.450	0.322 ± 0.446	0.017 ± 0.595
tbola_tot	0.483 ± 0.394	0.326 ± 0.364	-0.064 ± 0.584	0.517 ± 0.285	0.329 ± 0.278	0.152 ± 0.478	0.450 ± 0.226	0.297 ± 0.220	0.187 ± 0.371	0.517 ± 0.285	0.343 ± 0.277	0.188 ± 0.475
tgalinha_tot	0.480 ± 0.253	0.278 ± 0.247	0.053 ± 0.364	0.513 ± 0.274	0.385 ± 0.266	0.259 ± 0.446	0.447 ± 0.233	0.319 ± 0.229	0.253 ± 0.417	0.513 ± 0.274	0.385 ± 0.266	0.283 ± 0.433
pintada_ch	0.408 ± 0.198	0.241 ± 0.193	0.300 ± 0.329	0.494 ± 0.326	0.383 ± 0.322	0.320 ± 0.464	0.457 ± 0.307	0.337 ± 0.291	0.287 ± 0.438	0.494 ± 0.326	0.383 ± 0.322	0.318 ± 0.473
parda_ch	0.473 ± 0.219	0.267 ± 0.192	0.147 ± 0.442	0.513 ± 0.346	0.394 ± 0.330	0.195 ± 0.519	0.473 ± 0.273	0.359 ± 0.265	0.202 ± 0.366	0.493 ± 0.319	0.375 ± 0.305	0.189 ± 0.524
catting_ch	0.458 ± 0.228	0.345 ± 0.223	0.363 ± 0.349	0.482 ± 0.300	0.388 ± 0.298	0.258 ± 0.542	0.523 ± 0.235	0.434 ± 0.225	0.376 ± 0.340	0.482 ± 0.300	0.388 ± 0.298	0.249 ± 0.541
cateto_ch	0.383 ± 0.393	0.207 ± 0.380	-0.014 ± 0.523	0.450 ± 0.438	0.352 ± 0.431	-0.020 ± 0.581	0.300 ± 0.350	0.232 ± 0.331	-0.163 ± 0.338	0.500 ± 0.471	0.407 ± 0.470	0.041 ± 0.624
tbola_ch	0.200 ± 0.350	0.084 ± 0.342	-0.271 ± 0.529	0.450 ± 0.438	0.355 ± 0.417	-0.059 ± 0.587	0.417 ± 0.466	0.335 ± 0.453	-0.100 ± 0.570	0.450 ± 0.438	0.355 ± 0.417	-0.059 ± 0.587
tgalinha_ch	0.393 ± 0.212	0.203 ± 0.200	-0.018 ± 0.371	0.487 ± 0.274	0.320 ± 0.263	0.244 ± 0.509	0.467 ± 0.272	0.337 ± 0.261	0.277 ± 0.506	0.487 ± 0.274	0.320 ± 0.263	0.254 ± 0.510
pintada_sec	0.528 ± 0.199	0.359 ± 0.182	0.357 ± 0.415	0.512 ± 0.232	0.422 ± 0.225	0.448 ± 0.460	0.500 ± 0.236	0.374 ± 0.222	0.262 ± 0.350	0.512 ± 0.232	0.422 ± 0.225	0.449 ± 0.458
parda_sec	0.517 ± 0.228	0.360 ± 0.209	0.261 ± 0.439	0.508 ± 0.273	0.391 ± 0.264	0.344 ± 0.422	0.475 ± 0.283	0.382 ± 0.277	0.177 ± 0.459	0.508 ± 0.273	0.390 ± 0.264	0.348 ± 0.423
catting_sec	0.500 ± 0.236	0.314 ± 0.221	0.319 ± 0.313	0.470 ± 0.283	0.361 ± 0.278	0.205 ± 0.470	0.470 ± 0.231	0.387 ± 0.223	0.241 ± 0.271	0.470 ± 0.283	0.361 ± 0.278	0.205 ± 0.469
cateto_sec	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
tbola_sec	0.500 ± 0.342	0.330 ± 0.335	0.092 ± 0.441	0.533 ± 0.341	0.321 ± 0.331	-0.040 ± 0.447	0.483 ± 0.299	0.277 ± 0.289	0.061 ± 0.472	0.533 ± 0.341	0.321 ± 0.331	-0.040 ± 0.447
tgalinha_sec	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-



**Tabela 2.3.** Resultados da análise discriminante e sobreposição de nicho entre a onça-pintada (Jaguar) e a onça-parda (Puma) no PNSC considerando o total de registros (tot), registros na estação seca (seco) e chuvosa (rai). LSI = índice de Levins padronizado; HI = Índice de Hulbert; Pianka's O= índice de sobreposição de nicho de Pianka; Onça-parda (Z12) / onça-pintada (Z21) = índice de Lloyd sobreposição assimétrica é umamedida do direcional da sobreposição de nicho: Z12 representa a densidade da espécie 2 (onça-parda) encontrou, em média, a espécie 1 (onça-pintada), enquanto Z21 é o recíproco.

	Jaguar_LSI	Puma_LSI	Jaguar_HI	Puma_HI	Pianka's_O	Puma(Z12)	Jaguar(Z21)
Jaguar_Puma_tot	0,163	0,180	0,479	0,485	0,922	6.963	7.944
Jaguar_Puma_rai	0,160	0,131	0,496	0,383	0,937	5.554	7.521
Jaguar_Puma_dry	0,260	0,250	0,426	0,361	0,941	4.047	4.466

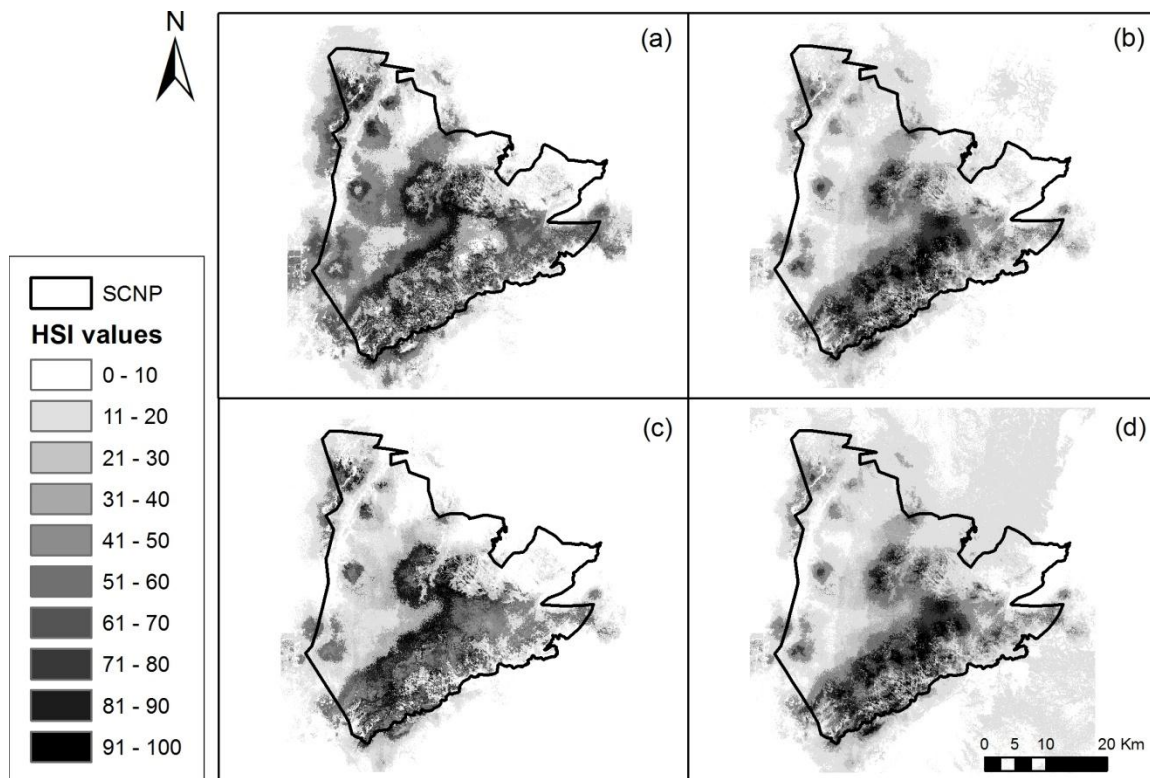
**Tabela 2.4.** Os resultados da comparação e tabulação cruzada dos mapas de Adequabilidade de Habitat aprovados sob o critério CBI para os mamíferos no PNSC (pintada = onça-pintada; parda = onça-parda, cating = veado-catingueiro, cateto = cateto, tbola = tatu-bola, tgalinha = tatu-galinha) considerando o número total dos registros (tot), e registros nos períodos chuvoso (ch) e seco (sec). Os resultados são agrupados sob os quatro algoritmos avaliados: M (Mediana), Ma (Mediana da Área ajustada), Me (Mediana + extremo) e Mae (Mediana da Área ajustada + extremo). Índice de concordância Kappa dos resultados: N.S. = Não-significativo. \* = P <0,05, \*\* = p <0,005, \*\*\* = p <0,0001.

M	catting_tot	cateto_tot	pintada_tot	catting_ch	catting_sec	pintada_ch	pintada_sec	parda_sec
pintada_tot	*** (0.7431)	*** (0.8467)						
parda_tot	N.S. (0.5742)	*** (0.7876)	*** (0.7878)					
catting_ch								
catting_sec				N.S. (0.7052)				
pintada_ch				N.S. (0.5170)				
pintada_sec					N.S. (0.6149)	N.S. (0.3430)		
parda_ch				N.S. (0.6842)		** (0.6392)		
parda_sec					** (0.5964)		N.S. (0.8179)	N.S. (0.4879)

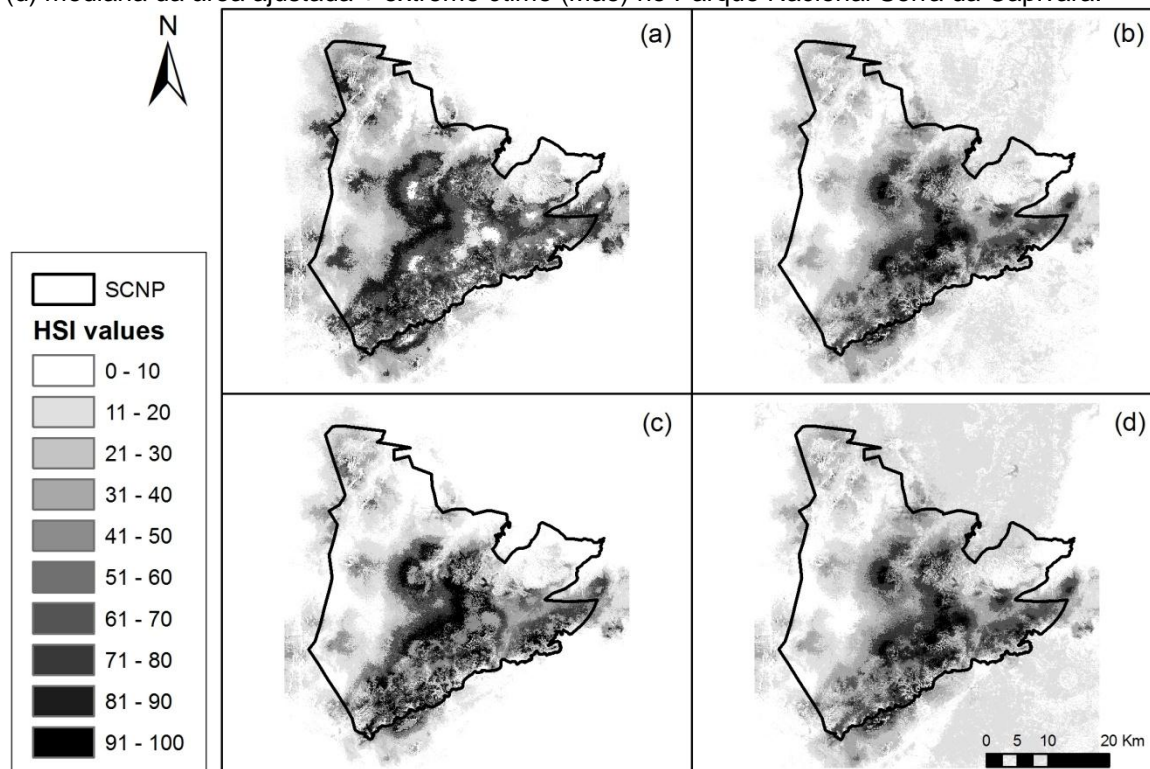
<b>Ma</b>	tbola_tot	cating_tot	tgalinha_tot	pintada_tot	cating_ch	cating_sec	tgalinha_ch	pintada_ch	pintada_sec	pard_ch
pintada_tot	N.S. (0.6785)	N.S. (0.3511)	N.S. (0.2945)							
parda_tot	N.S. (0.6551)	N.S. (0.2863)	** (0.1766)	*** (0.6923)						
cating_ch										
cating_sec					N.S. (0.8030)					
tgalinha_ch										
pintada_ch					*** (0.4117)		*** (0.67260)			
pintada_sec						N.S. (0.3342)		*** (0.5472)		
parda_ch					N.S. (0.4813)		N.S. (0.8361)	*** (0.6509)		
parda_sec						N.S. (0.3895)			N.S. (0.5424)	N.S. (0.56340)

<b>Me</b>	tbola_tot	cating_tot	tgalinha_tot	pintada_tot	cating_ch	cating_sec	tgalinha_ch	pintada_ch	pintada_sec	parda_ch
pintada_tot	N.S. (0.3651)	N.S. (0.6828)	*** (0.5036)							
parda_tot	** (0.6418)	N.S. (0.7526)	N.S. (0.7461)	** (0.6055)						
cating_ch										
cating_sec					** (0.7537)					
tgalinha_ch										
pintada_ch					* (0.7907)		*** (0.6619)			
pintada_sec						N.S. (0.7903)		*** (0.7168)		
parda_rai					N.S. (0.7120)		N.S. (0.5785)	N.S. (0.7959)		
parda_sec						* (0.5813)			N.S. (0.7250)	N.S. (0.7031)

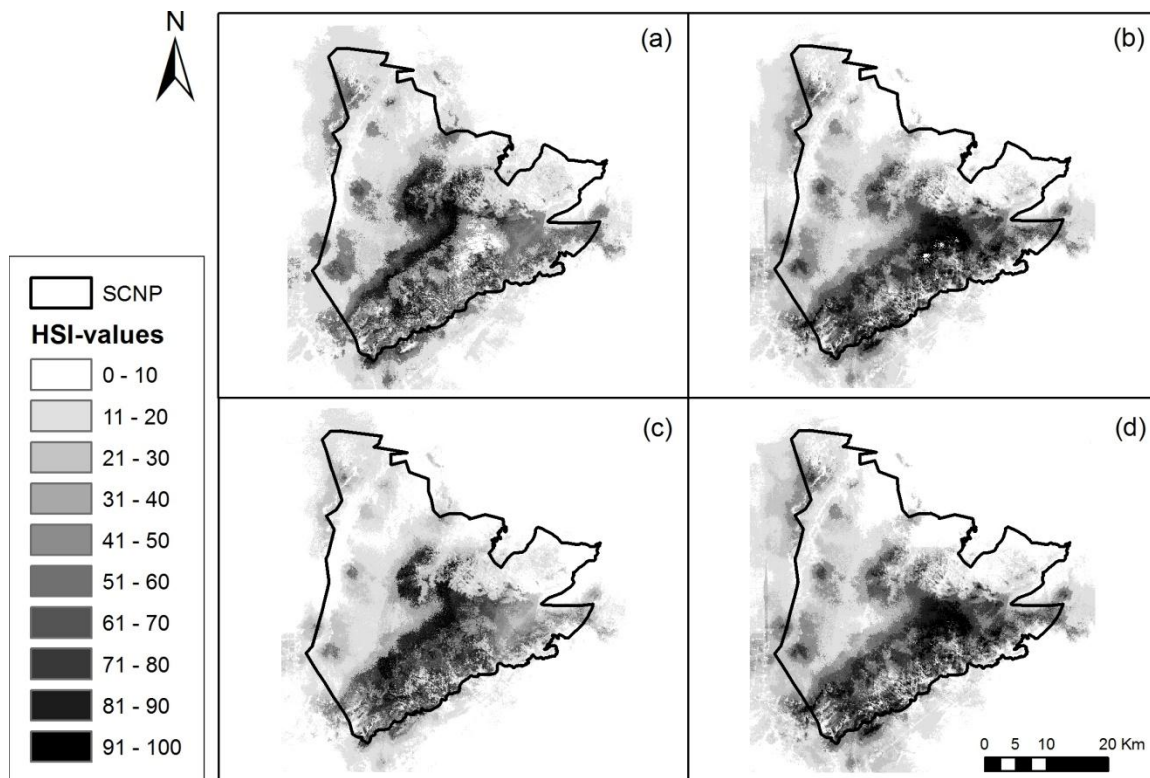
<b>Mae</b>	tbola_tot	cating_tot	tgalinha_tot	pintada_tot	tbola_rai	tbola_sec	cating_rai	cating_sec	pintada_rai	pintada_sec	parda_rai
pintada_tot	N.S. (0.3532)	N.S. (0.2243)	N.S. (0.7594)								
parda_tot	** (0.4933)	N.S. (0.1818)	*** (0.7055)	*** (0.6834)							
cating_rai											
cating_sec								N.S. (0.5185)			
tgalinha_ch											
pintada_ch					*** (0.6837)		*** (0.5449)				
pintada_sec						N.S. (0.6197)		* (0.2869)	*** (0.6220)		
parda_ch					** (0.7852)		N.S. (0.3836)		*** (0.6413)		
parda_sec						N.S. (0.2800)		N.S. (0.7372)		N.S. (0.2902)	N.S. (0.1528)



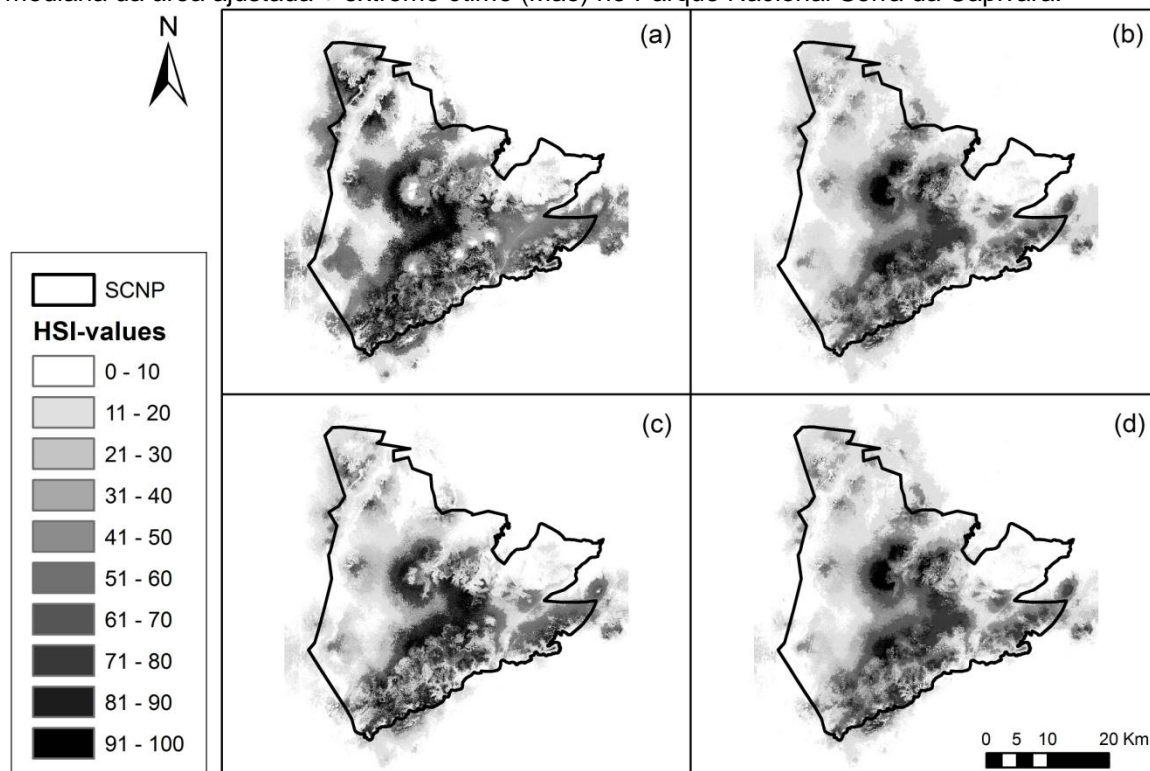
**Figura 2.2.** Mapas dos índices de AH para a onça-pintada na estação seca, resultante dos algoritmos (a) mediana (M), (b) mediana da área ajustada (Ma), (c) mediana + extremo ótimo (Me) e (d) mediana da área ajustada + extremo ótimo (Mae) no Parque Nacional Serra da Capivara.



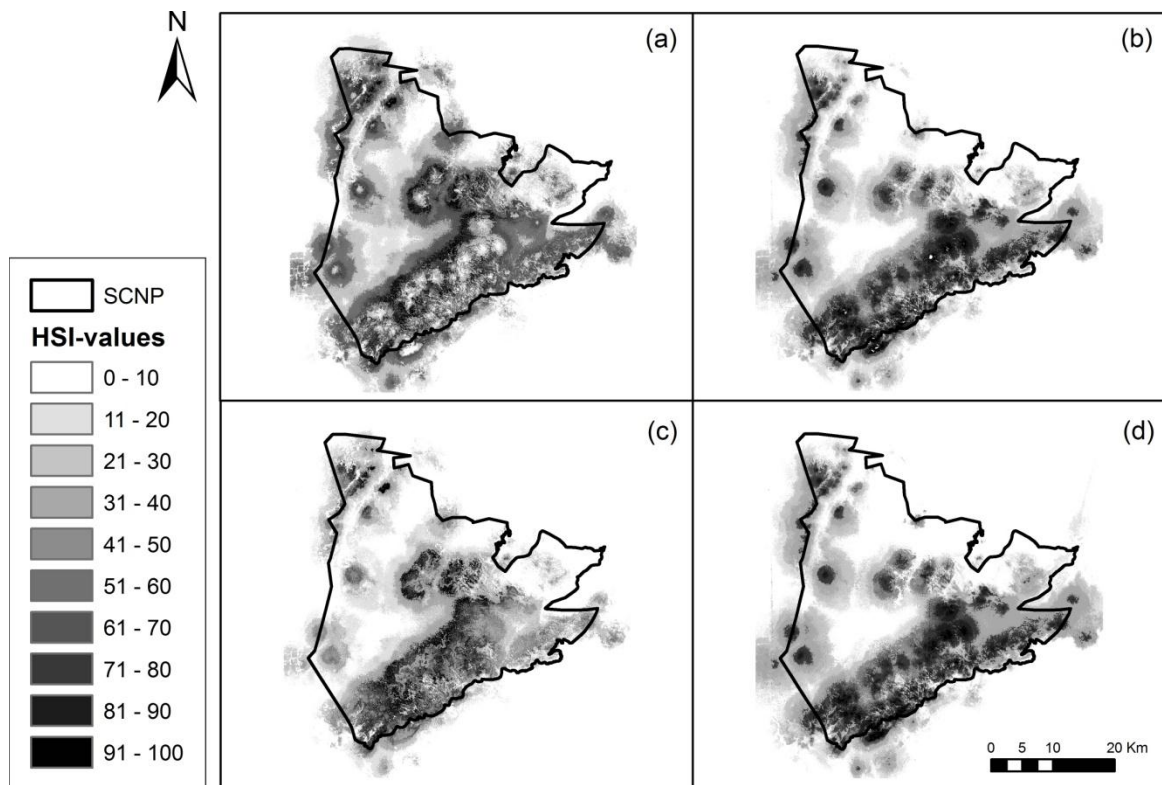
**Figura 2.3.** Mapas dos índices de AH para a onça-pintada na estação chuvosa, resultante dos algoritmos (a) mediana (M), (b) mediana da área ajustada (Ma), (c) mediana + extremo ótimo (Me) e (d) mediana da área ajustada + extremo ótimo (Mae) no Parque Nacional Serra da Capivara.



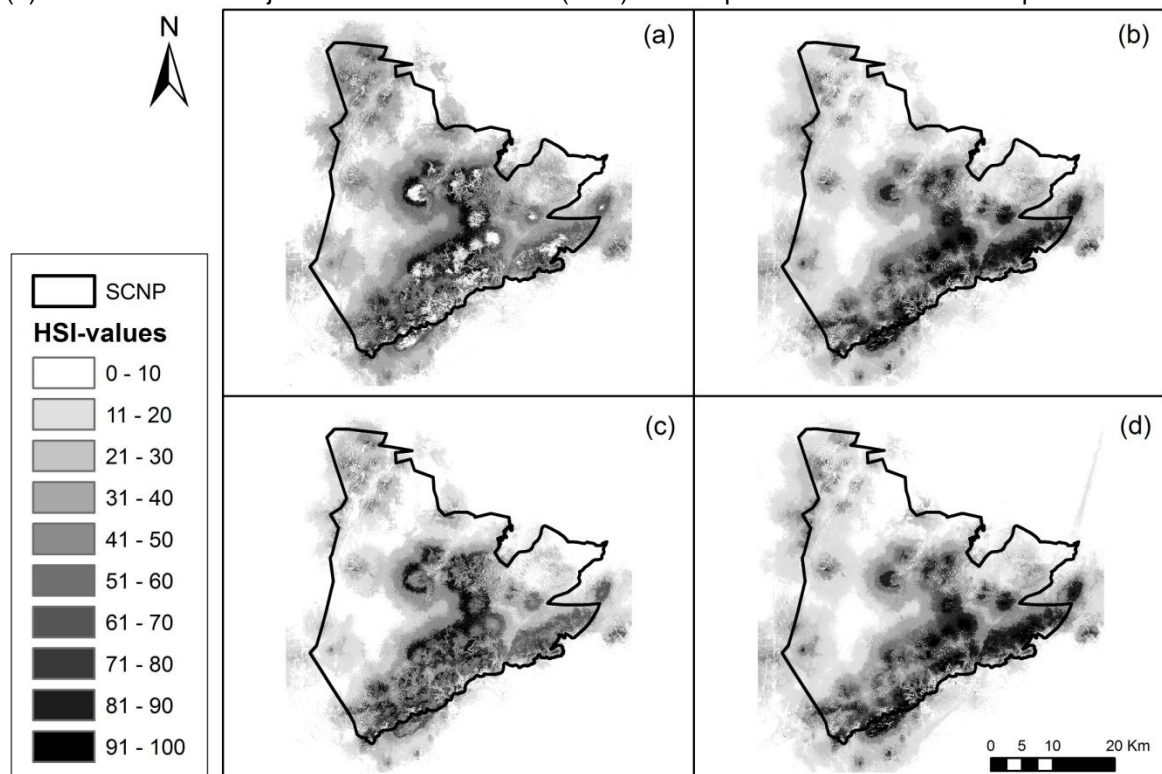
**Figura 2.4.** Mapas dos índices de AH para a onça-parda na estação seca, resultante dos algoritmos (a) mediana (M), (b) mediana da área ajustada (Ma), (c) mediana + extremo ótimo (Me) e (d) mediana da área ajustada + extremo ótimo (Mae) no Parque Nacional Serra da Capivara.



**Figura 2.5.** Mapas dos índices de AH para a onça-parda na estação chuvosa, resultante dos algoritmos (a) mediana (M), (b) mediana da área ajustada (Ma), (c) mediana + extremo ótimo (Me) e (d) mediana da área ajustada + extremo ótimo (Mae) no Parque Nacional Serra da Capivara.



**Figura 2.6.** Mapas dos índices de AH para o veado-caatingueiro na estação seca, resultante dos algoritmos (a) mediana (M), (b) mediana da área ajustada (Ma), (c) mediana + extremo ótimo (Me) e (d) mediana da área ajustada + extremo ótimo (Mae) no Parque Nacional Serra da Capivara.



**Figura 2.7.** Mapas dos índices de AH para o veado-caatingueiro na estação chuvosa, resultante dos algoritmos (a) mediana (M), (b) mediana da área ajustada (Ma), (c) mediana + extremo ótimo (Me) e (d) mediana da área ajustada + extremo ótimo (Mae) no Parque Nacional Serra da Capivara.

## 2.5. DISCUSSÃO

A armadilhagem fotográfica tem se mostrado eficaz para o levantamento de mamíferos de médio e grande porte (Karanth, 1995; O'Connell *et al.*, 2011) fornecendo identificações e informações confiáveis sobre a biologia e ecologia de espécies, às vezes, de difícil observação na natureza. O acúmulo do esforço de armadilhagem fotográfica ao longo do tempo permite uma eficiência similar ou melhor que outras metodologias para a detecção de presença de mamíferos, tais como a observação e identificação de rastros (Silveira *et al.*, 2003). Nosso esforço de amostragem foi maior do que a maioria dos outros estudos utilizando ENFA com base em *camera-trapping* (e.g. Durant *et al.*, 2010; Pettorelli *et al.*, 2010) e provavelmente foi o maior esforço de estudo utilizando ENFA e baseado em armadilhas-fotográficas em uma área única até o presente momento. Esta é uma questão importante, porque a confiabilidade dos resultados do ENFA, sendo um modelo de adequabilidade de habitat baseado somente em dados de presença, depende da capacidade de detecção da presença das espécies-alvo. Nosso delineamento amostral foi planejado para estimar a abundância de onças-pintadas (Silveira *et al.*, 2009) e, com isso, para maximizar a chance de detectar estes animais. Como as estações de captura foram fixas durante todo o período amostral de 2007 e 2009-2010, o seu esforço cumulativo aumentou as chances de detecção das espécies-alvo, (inclusive a detecção de um mesmo animal mais de uma vez) mas, como um *'trade-off'* elas estavam limitadas em número.

Nenhum dos nossos modelos chegou a uma cifra de 100 registros, sugerida por alguns autores para a obtenção de modelos mais robustos (Durant *et al.*, 2010). Apesar disso, outros estudos como Sattler *et al.* (2007) mostraram que um maior número de locais de presença não melhora a precisão e confiabilidade da análise ENFA *per se*. Como outros estudos ENFA sobre carnívoros (e.g. Durant *et al.*, 2010; Pettorelli *et al.*, 2010), observamos que os estimadores menos conservadores AVI e CVI classificaram os modelos como mais robustos do que o CBI. Durant *et al.* (2010), explicando o baixo poder preditivo dos modelos para os carnívoros, sugeriu que isso poderia ser consequência dos carnívoros serem um grupo relativamente generalista, com nicho ecológico amplo e menor especificidade de habitat do que outros táxons. Isso poderia explicar os nossos resultados de baixos CBI para carnívoros, especialmente para a onça-parda, que é o felino com a mais ampladistribuição latitudinal conhecida no mundo. As espécies de presas encontradas no PNSC também têm uma distribuição geográfica relativamente ampla, ocupando outros habitats da vasta área do Brasil. A exceção é o tatu-bola, endêmico da caatinga semi-árida e dos cerrados adjacentes (Marinho-Filho *et al.*, 1997). Como apontado por Segurado & Araújo (2004), é mais fácil

prever a AH para espécies de distribuição restrita do que para as espécies de distribuição ampla (com uma baixa marginalidade e alta tolerância).

Estudos na Caatinga devem levar em conta a influência da sazonalidade. A temporada de seca extrema poderia representar uma limitação para felinos que, ao contrário dos canídeos, não termorregulam pela respiração ofegante e irradiando o calor da pele (West, 2005). Em um cenário típico de Caatinga com altas temperaturas e vegetação decídua, os animais provavelmente preferem lugares onde eles podem termorregular mais facilmente, sejam fontes de água ou locais de refúgio/sombra para se proteger da radiação solar e do calor. O fato de que a distância de poços artificiais foi o EGV com o maior coeficiente para o fator de marginalidade, portanto, não é surpreendente. O segundo maior coeficiente de ENFA foi MDT, que também resume os recursos utilizados por onças-pintadas e onças-pardas segundo a Análise Discriminante. Em uma modelagem ENFA para a onça-pintada em todo o México, Rodriguez-Soto *et al.* (2011) descobriram que a vegetação árida e a maior elevação foram caracterizados por baixos valores de adequabilidade. Esse modelo considerou todos os habitats disponíveis no México e não só um habitat potencialmente marginal como o nosso estudo. As Figuras 2.2-2.5 mostram que, para todos os modelos, a região sul do parque tem a maior adequabilidade tanto para a onça-pintada quanto para a onça-parda. Esta é a região mais elevada do Parque, com a maior concentração de poços, bem como canyons e profundos vales arborizados, em contraste com o planalto central do Parque. Essas formações poderiam ser utilizadas pelas espécies como refúgios ou lugares de descanso nas horas mais quentes do dia, ajudando-as na termorregulação. O Parque Nacional Serra da Capivara é conhecido por seu extenso registro arqueológico, localizado principalmente em vales florestados e cânions e formações rochosas, onde a temperatura permanece mais baixa enquanto nas áreas mais expostas, ela pode chegar a 45 °C durante o dia (Emperaire, 1984). Aqueles foram os locais onde o homem pré-histórico morou no PNSC, Uma análise independente sobre o estado de conservação de um destes refúgios (Figuereido & Puccioni, 2006) encontrou que durante a estação seca, enquanto que a temperatura nos momentos mais cálidos do dia podia chegar até 50 °C fora do refúgio, dentro deste se mantinha abaixo dos 30 °C. Na ausência do ser humano nestes refúgios, eles tem a potencialidade de ser usados pelos animais.

A distância entre poços também teve o maior coeficiente EGV para o fator de marginalidade para o veado-catingueiro. Pesquisas anteriores no Parque já indicaram uma correlação entre a distribuição espacial do veado-catingueiro e os poços (Wolff, 2001). Um estudo sobre os herbívoros em uma reserva do semi-árido africano sem fontes permanentes de água, mas com poços artificiais (Valeix *et al.*, 2008) mostrou que, quando a abundância

natural de água diminui, a necessidade de usar os poços se torna mais crucial. No Parque Nacional Kruger - outra área protegida com a gestão da água – Smith *et al.* (2007) verificaram que a disponibilidade de água superficial é mais importante para os ungulados de alimentação mista (pastadores/podadores - 'grazers e browsers'), mais dependentes de água do que para podadores especialistas, menos dependentes de água. Aparentemente, o veado-catingueiro, de alimentação mista (Black-Décima *et al.*, 2010) está seguindo o padrão mais dependente da água.

Não temos dados externos para contrastar a frequência da distribuição da mediana no fator de marginalidade de cada algoritmo das três espécies citadas, como feito por Braunisch *et al.* (2008), mas quase todas as distribuições de frequência eram desviadas para valores extremos do fator de marginalidade, sugerindo que um algoritmo baseado no extremo ótimo tenha o melhor desempenho (Braunisch *et al.* 2008). Modelos preditivos estáticos baseados geralmente em dados empíricos comumente descrevem o nicho realizado (Guisan & Zimmermann, 2000). Mas quanto, de fato, a área de estudo representa o nicho ecológico das espécies é uma questão importante a considerar quando usar esses algoritmos que descrevem o nicho realizado. Os modelos preditivos estáticos podem influenciar os resultados se a área representa apenas uma borda do nicho ecológico da espécie e a distribuição geográfica desta é desviada para habitats de qualidade inferior (Braunisch, e.g. cit.). No Brasil, apesar de utilizar uma grande variedade de habitats, a onça-pintada mostra certa preferência por vegetação ripária, principalmente quando esta tem uma cobertura vegetal densa (Astete *et al.*, 2008), e podemos supor que a espécie deve seguir a mesma tendência na Caatinga e no PNSC, onde não existe esse tipo de vegetação devido a ausência de rios permanentes.

Apesar de a onça-parda utilizar uma amplitude maior de habitats do que a onça-pintada (Iriarte *et al.*, 1990), devido às limitações físicas dos felinos para com o calor (West, 2005) ambos as espécies provavelmente sofrem a mesma restrição de termorregulação na Caatinga. Isso poderia representar um limite para as suas adaptabilidades e também a posição marginal do habitat em relação à seu nicho fundamental. Para o veado-catingueiro, uma espécie altamente dependente de água, a falta de corpos d'água perenes no Parque além da oferta representada pelos poços poderia também tornar o PNSC na estação seca num ambiente extremo para a espécie, como provavelmente o foi antes da implementação da política de manejo de água (SMAPR, 1994). Com o retorno das chuvas, a Serra da Capivara se transforma numa paisagem verde e armazena água da chuva em formações naturais sobre as rochas (FUMDHAM, 1998). Considerando esse padrão, esperávamos uma mudança sazonal entre os mapas de AH para todas as espécies, mas esta tendência



foi demonstrada principalmente pela onça-pintada. Se as demais espécies apresentam similaridades sazonais entre os seus mapas de AH, elas provavelmente seriam extremamente dependentes de alguns recursos ou em alguma medida excluídas de ampliar sazonalmente seus nichos.

Para carnívoros solitários como a onça-pintada e onça-parda, o uso do espaço não é apenas influenciado pela distribuição de habitats, mas também pela distribuição e abundância das suas presas (Sandell, 1989). De acordo com Hopcraft *et al.* (2005), os leões do Serengeti selecionam áreas onde é mais fácil capturar suas presas (seleção da área em escala fina) ao invés de áreas com alta densidade de presas. De Boer *et al.* (2010) argumentam o oposto, ou seja, que a disponibilidade de presas é mais importante, como no caso de herbívoros serem atraídos pela água e os leões explorar essa distribuição não aleatória. A região sul do Parque Nacional Serra da Capivara combina a maior concentração de poços e uma topografia que favorece predadores caçadores de emboscada. Como esperado, na época da seca, todos os modelos, exceto o modelo Mae, previram semelhanças significativas entre a adequabilidade de habitat para as onças e o veado-catingueiro.

Os hábitos alimentares da onça-pintada e onça-parda são semelhantes entre si no Chaco semi-árido (Taber *et al.*, 1997), um habitat similar à Caatinga. A menor largura de nicho sazonal da onça-parda comparada a da onça-pintada parece concordar com os resultados do índice de superposição assimétrica de Lloyd, o qual prediz que a densidade da onça-pintada encontrada pela onça-parda é maior do que a densidade de onça-parda encontrada pela onça-pintada. Um índice de sobreposição de nicho de Pianka próximo de 1 e os valores sazonalmente maiores de KIA especialmente na época seca são evidência adicional da competição entre as duas espécies. Competição entre predadores de topo e mesopredadores tem sido amplamente observada (Ritchie *et al.*, 2009), com o mesopredador restringindo seu uso do habitat de modo a evitar encontros com o predador de topo. Esta restrição pode ter efeitos sobre o crescimento, reprodução e sobrevivência dos indivíduos (Creel & Christianson, 2008) e este poderia ser o caso entre a onça-pintada e a onça-parda na Serra da Capivara. Nos habitats onde as duas espécies coexistem, as onças-pintadas tendem a serem maiores do que onças-pardas (Iriarte *et al.*, 1990), com a onça-parda explorando um nicho trófico mais amplo, muitas vezes incluindo espécies menores de presas. O fato de que a onça-pintada tenha revelado um nicho mais amplo que a parda, incluindo índices que consideram a disponibilidade de recursos, sugere que algum tipo de presa não está sendo detectado ou que as onças-pintadas podem estar se alimentando de forma mais intensa em presas menores, como tatus (Olmos, 1993; Leite &

Galvão, 2002). Pesquisas no PNSC mostraram que os tatus fazem parte da dieta da onça-parda (Wolff, 2001), assim como da onça-pintada (IOP, dados não publicados).

## **2.6. CONCLUSÕES**

Considerando suas limitações fisiológicas, o semi-árido da Caatinga não parece ser o habitat mais adequado para predadores como a onça-pintada e onça-parda, e também para algumas das suas presas unguladas. Usando análise fatorial de nicho ecológico e, particularmente, algoritmos de "borda de nicho", identificou-se que a região com a maior abundância de poços artificiais no PNSC foi a mais adequada para o veado-catingueiro, onça-pintada e onça-parda. Isto sugere que o sistema de gestão da água aplicado desde 1994 no Parque Nacional Serra da Capivara tem sido um fator importante para fazer o Parque mais adequado para essas espécies. No nosso conhecimento, não existem estudos que mostrem resultados de políticas de gestão da água sobre a fauna em áreas protegidas no Brasil ou na América do Sul. Este estudo indica que as regiões onde o recurso água manejada está concentrada são aparentemente as de maior Adequabilidade de Habitat para as espécies no PNSC. Um estudo anterior sobre onças-pintadas no PNSC, com amostragem concentrada na sua porção sul (Silveira *et al.*, 2009), observou uma densidade de 2,67 indivíduos/100 km<sup>2</sup> de onça-pintada, um valor inesperadamente elevado em relação com os outros biomas Brasileiros, considerando as extremas condições do habitat na área de estudo. Os resultados do presente trabalho nos ajudam a compreender as razões da abundância relativamente alta dessas espécies. Encontramos indícios que as regiões rochosas do PNSC poderiam ser refúgio para os felinos nos períodos mais quentes do dia e do ano. Esta combinação de recursos tem o potencial para fazer do Parque Nacional Serra da Capivara uma área-chave para a manutenção/gestão de grandes felinos e suas presas, especialmente o veado-catingueiro na Caatinga.

## **2.7. AGRADECIMENTOS**

Gostaríamos de agradecer a Veronika Braunisch pelo valioso auxílio com as análises ENFA. Agradecemos também o Ibama (Agência Ambiental do Brasil) pela licença de pesquisa e a FUMDHAM por todo o apoio logístico no PNSC durante estes anos. Análise SIG foi possível devido ao apoio do Laboratório de Planejamento de Conservação do Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília, da Rede ComCerrado / MCT. SA recebeu bolsas de doutorado da CAPES e CNPq. O CNPq também providenciou apoio financeiro a JMF (Edital Universal e Bolsa de Produtividade). Este estudo é parte do programa de monitoramento de longo prazo da onça-pintada na Caatinga, do Instituto Onça-Pintada (Jaguar Conservation Fund).

## 2.8. REFERÊNCIAS

- Astete, S., Sollmann, R. & Silveira, L., 2008. Comparative Ecology of Jaguars in Brazil. *Cat News* 42: 9-14.
- Beyer, H.L., 2004. Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. (<http://www.spatialecology.com/htools>).
- Black-Décima, P., Rossi, R., Vogliotti, A., Cartes, J.L., Maffei, L., Duarte, J.M.B., Gonzáles, S. & Juliá, J.P., 2010. Brown Brocket Deer *Mazama gouazoubira* (Fischer, 1814), pp. 190-201. In: Duarte, J.M.B., Gonzáles, S. (Eds.), *Neotropical Cervidology. Biology and Medicine of Latin American Deer*. Jaboticabal: Funep/IUCN, Brazil.
- Braunisch, V., Bollmann, K., Graf, R.F. & Hirzel, A.H., 2008. Living on the edge, modeling habitat suitability for species at the edge of their fundamental niche. *Ecological Modelling* 214: 153–167.
- Capobianco, J.P.R., 2002. In: Aspasia Camargo, A., Capobianco, J.P.R. & de Oliveira, J.A.P., 2002. *Meio Ambiente Brasil, Avanços e Obstáculos pós-Rio-92*. Estação Liberdade, Brazil, 464 p.
- Colwell, R.K & Futuyama, D., 1971. Measurement of niche breadth and overlap. *Ecology* 52: 567-576.
- Creel, S., Christianson, D., 2008. Relationships between direct predation and risk effects. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 194–201.
- 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.
- De Boer, W.F., Vis, M.J.P., de Knegt, H.J., Rowles, C., Kohi, E.M., van Langevelde, F., Peel, M., Pretorius, Y., Skidmore, A.K., Slotow, R., van Wieren, S.E. & Prins, H.H.T. 2010. Spatial distribution of lion kills determined by the water dependency of prey species. *Journal of Mammalogy* 91: 1280-1286.
- Durant, S.M., Craft, M.E., Foley, C., Hampson, K., Lobora, A.L., Msuha, M., Eblate, E., Bukombe, J., McHetto, J. & Petteorelli, N., 2010. Does size matter? An investigation of habitat use across a carnivore assemblage in the Serengeti, Tanzania. *Journal of Animal Ecology* 79: 1012–1022.
- Eastman, J.R., 2009. IDRISI Taiga (Worcester, MA: Clark University).
- Emperaire, L., 1984, A região da Serra da Capivara (Sudeste do Piauí) e sua vegetação. *Brasil Florestal* 14: 5-21.
- ESRI, 2009. ArcGIS Desktop: Release 9.31. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Figuereido, D. & Puccioni, S. (Orgs), 2006. *Consolidação estrutural da Toca da Entrada do Pajaú: diagnóstico e proposta de intervenção*. IPHAN – Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional, Teresina, Piauí, 123p.
- Fundação Museu do Homem Americano (FUMDHAM), 1998. *Parque Nacional Serra da Capivara*. Alínea Publicações Editora-Lage Design, Brazil. 94 p.
- Glaylard, A., Owen-Smith, N. & Redfern, J.F., 2003. Surface water availability: implications for heterogeneity and ecosystem processes: In: du Troit, J.T., Rogers, K.H., Biggs, H.C. (Eds.), *The Kruger Experience: Ecology and Management of Savanna Heterogeneity*. Island Press, Washington, pp. 171-188.
- Guisan, A., Zimmermann, N.E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147–186.
- Hirzel, A.H., Helfer, V., Métral, F., 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling* 145: 111–121.
- Hirzel, A.H., Hausser, J., Chessel, D., Perrin, N., 2002. Ecological-niche factor analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83: 2027–2036.

- Hirzel, A.H., Posse, B., Oggier, P.-A., Glenz, Y.C., Arlettaz, R., 2004. Ecological requirements of a reintroduced species, with implications for release policy: the bearded vulture recolonizing the Alps. *Journal of Applied Ecology* 41: 1103–1116.
- Hirzel, A.H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C. & Guisan, A., 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling* 199: 142–152.
- Hirzel, A.H., Hausser, J., Perrin, N., Le Lay, G. & Braunisch, V., 2008. Biomapper 4.07.303. Laboratory for Conservation Biology, University of Lausanne.
- Hopcraft, J.G.C., Sinclair, A.R.E & Packer, C., 2005. Planning for success: Serengeti lions seek prey accessibility rather than abundance. *Journal of Animal Ecology* 74: 559–566.
- Hurlbert, S.H., 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. *Ecology* 59: 67–77.
- Hutchinson, G.E., 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology* 22, pp. 415–427.
- Iriarte, J.A., Franklin, W.L., Johnson, W.E. & Redford, K.H., 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the American puma. *Oecologia* 85: 185–190.
- Karanth, K.U., 1995. Estimating tiger (*Panthera tigris*) populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71: 333–338.
- Klar N., Fernandez N., Kramer-Schadt S., Herrmann M., Trinzen M., Buttner I. & Niemitz C., 2008. Habitat selection models for European wildcat conservation. *Biological Conservation* 141: 308–319.
- Leite, M.R.P., Galvão, F., 2002. El jaguar, el puma y el hombre en tres áreas protegidas del Bosque Atlántico costero de Paraná, Brasil. In: Medellín, R.A., Equihua, C., Chetkiewicz, C.L.B., Crawshaw, P.G. Jr., Rabinowitz, A., Redford, K.H., Robinson, J.G., Sanderson, M.E.W., Taber, A.B. (Eds.), *The jaguar in the new millennium*. Fondo de Cultura Económica, Mexico D.F., Mexico, Ediciones Científicas Universitarias, Universidad Nacional Autónoma de México/Wildlife Conservation Society, New York, USA, pp. 237–250.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L., Hines, J.E., 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Academic press, London.
- Mares, A.M., Willing, M.R & Lacher Jr., T.E., 1985. The Brazilian Caatinga in South American Zoogeography: Tropical Mammals in a Dry Region. *Journal of Biogeography* 12: 57–69.
- Marinho-Filho, J, Guimarães, M.M., Reis, M.L., Rodrigues, F.H.G., Torres, O. & Almeida, G., 1997. The discovery of the Brazilian three banded armadillo in the Cerrado of Central Brazil. *Edentata* 3:11–13.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC. 100 p.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA), 2005. *Análise das variações da biodiversidade do bioma Caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação*. Araújo, F.S., Rodal, M.J.N. & Barbosa, M.R.V. (Orgs.). Brasília, Brasil. 446 p.
- Olmos, F., 1983. Notes on the food habits of Brazilian "Caatinga" carnivores. *Mammalia* 7: 126–130.
- O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U. (Eds), 2011. *Camera traps in animal ecology. Methods and analyses*. Springer, Tokyo, 280 p.
- Palma, L., Beja, P., & Rodrigues, M. 1999. The use of sighting data to analyse Iberian lynx habitat and distribution. *Journal of Applied Ecology* 36: 812–824.
- Pearce, J. & Boyce, M., 2006. Modelling distribution and abundance with presence-only data. *Journal of Applied Ecology* 43: 405–412.
- Pettorelli, N., Hilborn, A., Breckhuis, F & Durant, S.M., 2009. Exploring habitat use by cheetahs using ecological niche factor analysis. *Journal of Zoology* 277: 141–148.
- Pettorelli, N., Lobora, A.L., Mshaha, M.J., Foley, C. & Durant, S.M., 2010. Carnivore biodiversity in Tanzania: revealing the distribution patterns of secretive mammals using camera traps. *Animal Conservation* 13: 131–139.

- Pienaar, U. de V., 1985. Indications of progressive desiccation of the Transvaal Lowveld over the past 100 years, and implications for the water stabilization programme in the Kruger National Park. *Koedoe* 28: 93-165.
- Ritchie, E.G. & Johnson, C.N., 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12: 982-998.
- Rodríguez-Soto, C., Monroy-Vilchis, O., Maiorano, L., Boitani, L., Faller, J.C., Briones, M.A., Núñez, R., Rosas-Rosas, O., Ceballos, G. & Falcucci, A., 2011. Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and distributions* 17: 350-361.
- Rosenfield, G.H., Fitzpatrick-Lins, K., 1986. A Coefficient of Agreement as a Measure of Thematic Classification Accuracy. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 52: 223-227.
- Sattler, T., Bontadina, F., Hirzel, A.H. & Arlettaz, R., 2007. Ecological niche modelling of two cryptic bat species calls for a reassessment of their conservation status. *Journal of Applied Ecology* 44: 1188–1199.
- Schadt, S., Knauer, F., Kaczensky, P., Revilla, E., Wiegand, T. & Trepl, L., 2002. Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian lynx in Germany. *Ecological Applications* 12: 1469–1483.
- Secretaria Do Meio Ambiente Da Presidência Da República (SMAPR), 1994. Plano de Manejo Parque Nacional Serra da Capivara. Brasília, Brasil.
- Silva, J. M. C., Tabarelli, M., Fonseca, M.T. & Lins, L. (Eds.). 2004. Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, Brasil. 382 p.
- Silveira, L., Jacomo, A.T.A. & Diniz-Filho, J.A.F., 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351–355.
- 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 north-eastern Brazil. *Oryx* 44: 104–109.
- Smith, I.P.J., Grant, C.C. & Devereux, B.J., 2007. Do artificial waterholes influence the way herbivores use the landscape? Herbivore distribution patterns around rivers and artificial surface water sources in a large African savanna park. *Biological Conservation* 136: 85-99.
- Taber, A.B., Novaro, A.J., Neris, N. & Colman, F.H., 1997. The food habits of sympatric jaguar and puma in the Paraguayan Chaco. *Biotropica* 29: 204-213.
- Treves, A., Karanth, U., 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology* 17: 1491-1499.
- Valeix, M., Fritz, H., Matsika, R., Matsvimbo, F & Madzikanda, H., 2008. The role of water abundance, thermoregulation, perceived predation risk and interference competition in water access by African herbivores. *African Journal of Ecology* 46: 402-410.
- Valeriano, M.M. 2008. TOPODATA: Guia para utilização de dados geomorfológicos locais. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE. <http://www.dsr.inpe.br/topodata>.
- West, P., 2005. The Lion's mane. *American Scientist* 93: 226-235.
- Wolff, F., 2001. Vertebrate ecology in Caatinga: A. Distribution of wildlife in relation to water. B. Diet of pumas (*Puma concolor*) and relative abundance of felids. Dissertação de Mestrado. University of Missouri-St. Louis, USA, 65 pp.
- Wozencraft, W.C., Order Carnivora, pp. 532-628. *In*: Wilson, D.E. & Reeder, D.M. (Eds.) *Mammals of the world: A Taxonomic and Geographic Reference*. 3rd Edition. The Johns Hopkins University Press, 2000 p.

### **3. ABUNDÂNCIA, SOBREVIVÊNCIA E ÁREA DE VIDA MÍNIMA DA ONÇA-PINTADA E ONÇA-PARDA NO PARQUE NACIONAL SERRA DA CAPIVARA, PIAUÍ.**

#### **3.1. INTRODUÇÃO**

O explosivo crescimento da população humana vem causando a degradação, fragmentação e eventual destruição das áreas naturais, o que tem levado a um aumento progressivo dos conflitos entre seres humanos e animais silvestres. Os grandes carnívoros, os quais necessitam grandes áreas intactas e uma base estável e abundante de presas, estão sendo conduzidos a situações que os levam a competir com os seres humanos por espaço e alimento (Treves & Karanth, 2003). No entanto, informações sobre parâmetros tão básicos como estimativas de tamanho populacional e suas dinâmicas, de grande utilidade para conservação destas espécies, são escassas devido às dificuldades financeiras e operacionais associadas aos estudos nas escalas temporais e espaciais necessárias.

Desde o início da década de 1990, em um estudo com tigres na Índia (Karanth, 1995) a utilização de armadilhas-fotográficas combinadas com um arcabouço estatístico (Otis *et al.*, 1978) vem se mostrando uma opção confiável e precisa para estimativas de abundância e densidade de carnívoros (Silver *et al.*, 2004; Kelly *et al.*, 2008; Silveira *et al.*, 2009; Negrões *et al.*, 2010; Sollmann *et al.*, 2011), estudos de dinâmica populacional (Karanth *et al.*, 2006), assim como realizar inferências nas áreas de vida mínimas destas espécies (Maffei *et al.*, 2004; Salom-Pérez *et al.*, 2007). As armadilhas-fotográficas, dispositivos automáticos ativados pelo calor e/ou movimento, têm se mostrado tão eficientes e mais custo-efetivas do que outras metodologias tradicionais de amostragem, como avistamentos ou censos de rastros. A facilidade de operação por pessoas pouco treinadas, o seu funcionamento (monitoramento) constante e a sua capacidade de abranger mais de uma área ao mesmo tempo são as principais vantagens desta metodologia. Dentro das suas desvantagens, está o alto custo dos equipamentos (Silveira *et al.*, 2003) e o risco destes serem roubados ou vandalizados (Karanth *et al.*, 2011).

As estimativas de abundância populacional são extremamente importantes para esforços de manejo e conservação de espécies como os carnívoros, sendo que uma constante realização destas estimativas ao longo do tempo e no mesmo lugar permite monitorar o aumento ou decréscimo das populações (O'Brien, 2011, Karanth *et al.*, 2011). Todas as

estimativas de abundância enfrentam como primeira dificuldade o problema da detectabilidade da espécie-alvo. Os carnívoros são conhecidos por terem baixas densidades populacionais e serem espécies de hábitos crípticos (Karanth & Chellam, 2009), sendo esperado que nem todos os indivíduos sejam detectados na área amostrada ao longo de um estudo. Assim, a base das estimativas de abundância se encontra na probabilidade de captura (capturabilidade), que é definida como a verossimilhança de que um indivíduo seja efetivamente detectado (fotografado ou capturado) se está presente na área de estudo durante a amostragem. Esta probabilidade é o que diferencia uma estimativa populacional de um índice populacional (O'Brien, 2011).

Os modelos fechados de captura-marcação-recaptura (CMR) são utilizados para estimar o tamanho populacional de uma espécie dada, baseados no histórico de capturas de indivíduos reconhecidos e seguindo três premissas básicas:

- 1) A população é demograficamente fechada: durante a amostragem não ocorrem nascimentos, mortes, imigração ou emigração. Alguns programas computacionais usados em estudos de CMR incorporam testes para avaliar a premissa de população fechada com os dados;
- 2) Não há perda de marcações durante o estudo, o que não representa um problema quando marcas distintivas da pelagem são utilizadas para identificar os indivíduos e, finalmente;
- 3) Identificação plena das fontes de variação da probabilidade de detecção, o que permite que estas fontes de variação sejam modeladas (Otis *et al.*, 1978; O'Brien, 2011).

Os programas computacionais mais utilizados para estudos de CMR trabalham com testes de aderência aos dados, análises discriminantes (Otis *et al.*, 1978) e recentemente adicionam a estatística de seleção de modelos (White & Burnham, 1999) com o fim de realizar esta modelagem e estimar o tamanho da população, incluindo a possibilidade de estratificar a população em classes etárias e sexo (O'Brien, 2011). No entanto, a estimativa de densidade (que representa a abundância dividida pela área amostrada) carece de uma base estatística tão forte quanto as estimativas de abundância. Neste caso, considera-se a área amostrada como o polígono delimitado pelos pontos de amostragem adicionado de uma certa área que potencialmente esteja contribuindo com outros indivíduos à estimativa de abundância (Otis *et al.*, 1978). O cálculo desta área é feito por métodos *ad hoc* (Hayne, 1949), baseados nas distâncias entre pontos de amostragem (Blair, 1940), em movimentos máximos ou médios realizados pelos animais entre os pontos (Holdenried, 1940; Wilson & Anderson, 1985). Reconhecendo os problemas de se estabelecer a efetiva área amostrada, surgiu uma nova metodologia para o cálculo de densidade, os chamados modelos de

captura-recaptura espacialmente explícitos (*SECR models – Spatially Explicit Capture-Recapture models*) (Efford, 2004; Royle & Young, 2008). Estes modelos consideram a localização espacial das capturas para determinar os centros de atividade dos indivíduos através de um polígono precisamente definido contendo a matriz de pontos de amostragem (Gardner *et al.*, 2009; Royle *et al.*, 2009). Posteriormente a densidade é estimada ao combinar esta informação com modelos de captura-recaptura.

A compreensão das dinâmicas populacionais, como recrutamento, sobrevivência, transitoriedade, imigração, emigração, taxas de mudança populacional é outro assunto de suma importância para esforços de conservação das espécies. Os modelos abertos de captura-recaptura podem ser usados para estimar estes parâmetros ao longo do tempo e do espaço (Karanth *et al.*, 2011). Tais modelos podem ser modelos de idade simples, nos quais as probabilidades de captura e sobrevivência são as mesmas para todos os indivíduos, ou modelos de idade múltipla, que assumem que a sobrevivência ou capturas são específicas de uma idade ou classes de idades (Pollock & Alpizar-Jara, 2005). Devido à dificuldade de detectar filhotes (especialmente de felinos), estes não são considerados para a estimação de parâmetros demográficos (Karanth *et al.*, 2011). Tal pressuposto implica o uso de um modelo de idade-única, conhecido como modelo Jolly-Seber, o qual inclui como parâmetros a probabilidade de captura, sobrevivência, recrutamento e abundância (Jolly, 1965; Seber, 1965). Da mesma forma que os modelos para populações fechadas, o modelo Jolly-Seber requer uma série de premissas:

- 1) Todo animal vivo na população durante um evento de amostragem, tem a mesma chance de ser capturado em dito evento;
- 2) todos os animais da população durante um evento de amostragem possuem a mesma chance de sobreviver até o próximo evento de amostragem;
- 3) as marcas individuais dos animais não são perdidas;
- 4) os eventos de amostragem são curtos ou quase instantâneos;
- 5) toda a emigração da população é permanente e;
- 6) a detecção (ou capturabilidade) e a sobrevivência de um indivíduo são independentes das dos outros indivíduos.

A onça-pintada (*Panthera onca*) é o maior felídeo das Américas e o terceiro no mundo, e se encontra atualmente classificada pela União Internacional para Conservação da Natureza (IUCN, 2003) como 'Quase Ameaçada'. A espécie está distribuída ao longo de uma variedade de ecossistemas no continente, originalmente estendendo-se desde o Arizona, Novo México e Califórnia, nos Estados Unidos, até o Rio Negro na Argentina (Seymour,



1989). Trabalhos recentes (Sanderson *et al.*, 2002; Zeller, 2007; Tôrres, 2010) consideram a espécie praticamente extinta nos Estados Unidos e em boa parte da América Central, cujas populações restantes enfrentam diferentes perspectivas de sobrevivência a longo prazo nas regiões ainda ocupadas. Contribuindo com quase 50% da atual distribuição geográfica da espécie (Sanderson *et al.*, 2002; Zeller, 2007), o Brasil apresenta a maior variedade de habitats com ocorrência da onça-pintada. Dos seis grandes biomas existentes no país, a espécie pode ainda ser encontrada em cinco deles: Floresta Amazônica, Caatinga, Cerrado, Pantanal e Mata Atlântica. Com suas diferenças em habitat e disponibilidade de base de presas, a ecologia da onça-pintada difere amplamente ao longo desses biomas (Astete *et al.*, 2008).

A onça-parda (*Puma concolor*) ocorre simpatricamente com a onça-pintada ao longo de toda a distribuição da segunda (Iriarte *et al.*, 1990). A espécie ocorre numa grande variedade de habitats, desde desertos até florestas de coníferas, incluindo a Amazônia e o Pantanal. Com relação à topografia, ela ocorre desde o nível do mar até mais de 5.800 m nos Andes (Wozencraft, 2005). Ao longo de toda a área de distribuição da espécie, a composição e características das suas presas variam amplamente, assim como os habitats disponíveis e a abundância de outros carnívoros competidores potenciais (Iriarte *et al.*, 1990). A abundância das onças-pardas pode ser influenciada por cada um ou a combinação desses fatores (Sunquist & Sunquist, 1989).

A Caatinga, único bioma endêmico do Brasil, ocupa aproximadamente 800.000 km<sup>2</sup> e, embora possua um patrimônio biológico expressivo e exclusivamente brasileiro, a situação de conservação da Caatinga tem recebido pouca atenção por parte do Estado. As cerca de 40 unidades de conservação aí existentes correspondem a 7,1% da superfície total, mas só 1,21% estão contidos em unidades de conservação integral. Nenhum outro bioma brasileiro possui tão poucas unidades de conservação integral (Capobianco, 2002; MMA, 2004). A situação dos predadores de topo como onça-pintada e onça-parda em qualquer local/região do bioma da Caatinga ainda é, no mínimo, pouco conhecida.

O presente estudo realizou uma avaliação do estado das populações de onças-pintadas e onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara (PI), uma das mais importantes Unidades de Conservação do bioma Caatinga. Para tal fim, todo o Parque foi amostrado com armadilhas-fotográficas, e utilizando-se modelos estatísticos de marcação-recaptura, foram estimados os valores de abundância, densidade e sobrevivência da onça-pintada e onça-parda. Finalmente, foi calculada a área de vida mínima utilizada pelas onças no Parque Nacional Serra da Capivara.

## **3.2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **3.2.1. ÁREA DE ESTUDOS**

#### *Parque Nacional Serra da Capivara*

O Parque Nacional da Serra da Capivara, localizado no sul do estado do Piauí (Figura 3.1), possui 129.953 hectares (FUMDHAM, 1998) e em 1991 foi declarado Patrimônio Cultural da Humanidade pela UNESCO. A temperatura média anual é de 28 °C, variando entre 12°C e 45°C. Com chuvas de curta duração, a precipitação média anual é de 644 mm, com uma máxima, em 70 anos, de 1.464 mm e mínima de 250 mm (Fumdham, 1998). A topografia do Parque consiste em sua maior parte num platô dissecado por uma série de vales e cânions e rodeado por penhascos de 50 até 200 m de altitude, localizados em sua maior parte perto dos limites da unidade. Com oito tipologias vegetacionais registradas, o Parque está coberto em sua maior parte por uma vegetação arbustivo-arbórea de 6-10 m no platô central (Emperaire, 1984). O Parque não possui um curso de água permanente e está sob um manejo artificial de água que consiste em um sistema de pontos de distribuição do líquido ao longo da sua área (Fumdham, 1998). Estes pontos concentram-se na região sul, norte e, em menor medida, na região leste do Parque.

### **3.2.2. ANÁLISES POPULACIONAIS**

#### *Identificação dos indivíduos*

As análises de CMR requerem algumas premissas (Otis *et al.*, 1978), sendo a primeira delas uma plena e correta identificação dos indivíduos quando capturados e posteriormente recapturados o que implica também na manutenção das marcas durante todo o estudo. As onças-pintadas possuem um padrão de manchas naturais únicas, o que permite que os animais sejam individualizados. Mesmo as onças-pintadas melânicas, conhecidas como “onças-pretas” também possuem um padrão único de rosetas, apreciáveis com adequadas condições de luz, como o *flash* de uma câmera. Além disso, marcas naturais, como ferimentos e cicatrizes, permitem a individualização dos animais. No caso das onças-pardas, elas também possuem certas variações leves na cor da pelagem que, somado a marcas naturais (manchas, cicatrizes) permitem individualização confiável (Kelly *et al.*, 2008; Negrões *et al.*, 2010). Para poder identificar com segurança uma onça (parda, pintada ou pintada melânica) é preciso ter uma fotografia dos padrões de rosetas/padrões de pelagem em ambos os lados do corpo claramente identificados, os quais servirão como um padrão para identificar os indivíduos em caso futuro de obter-se somente uma fotografia de um dos lados como registro. Quando foi obtida inicialmente uma identificação dos padrões

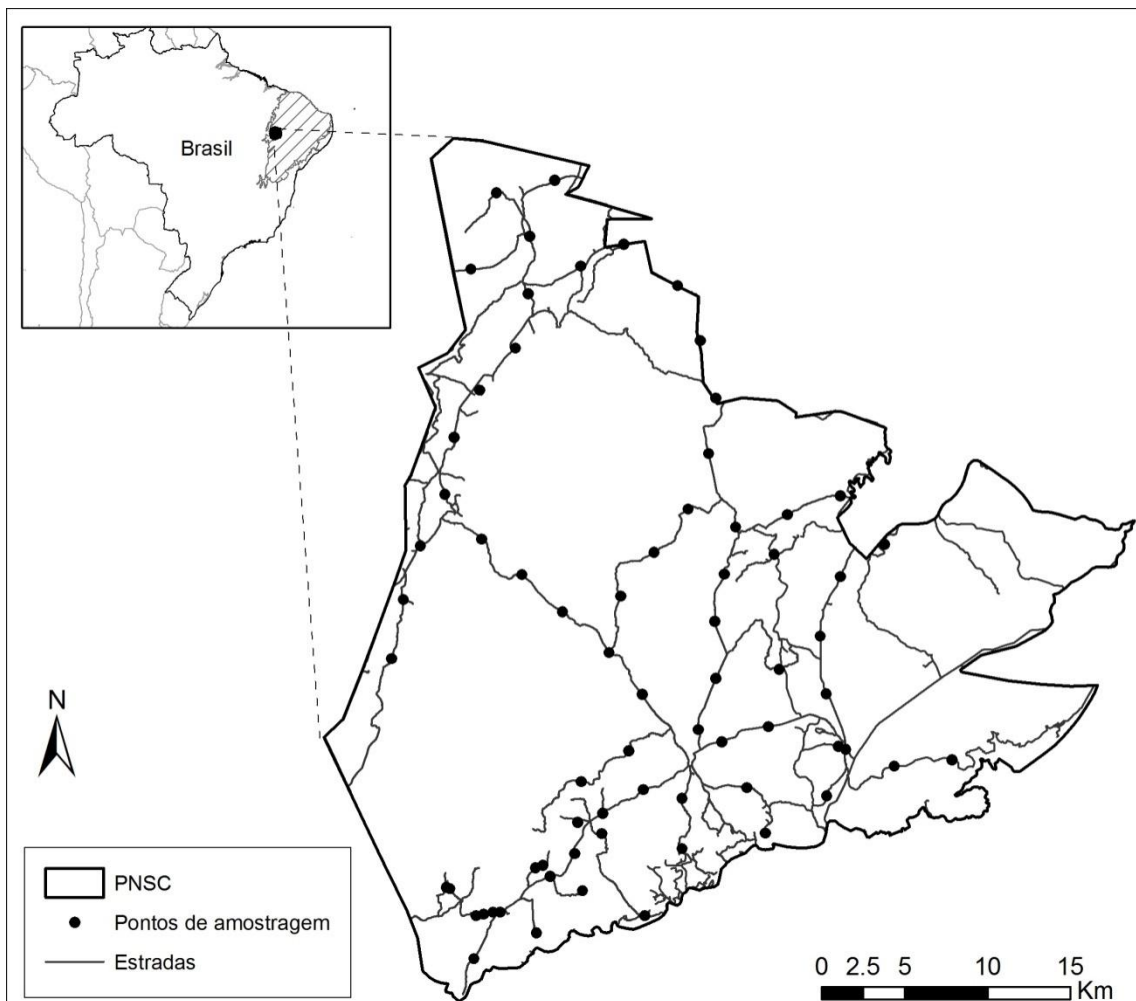
de rosetas/padrões de pelagem baseada em apenas um dos lados (para as onças-pintadas melânicas, o registro mais próximo ao *flash* da câmera, e para as onças-pintadas e onças-pardas, a falta de registro da outra câmera “irmã” na estação de amostragem), a onça recebeu um nome provisório (por exemplo, “Parda X17” e não “Parda 17”), na espera de um registro futuro que permitisse obter o outro lado faltante. Os registros de indivíduos que não puderam ser diferenciados dos outros não foram incluídos no estudo de abundância.

#### *Abundância populacional de onças-pintadas e onças-pardas*

Para estimar a abundância populacional, outra premissa a considerar é que a população no momento do estudo seja demograficamente fechada, o que significa que durante o período de amostragem não existam ganhos nem perdas populacionais, entendidas como nascimentos, mortes, emigrações ou imigrações (White *et al.*, 1982; Wilson & Anderson, 1985). Para a realização do estudo de abundância das onças, entre 2009 e 2010 foram utilizadas armadilhas-fotográficas em 58 pontos de amostragem durante duas campanhas anuais de 5 meses cada, para assumir a premissa de população fechada.

As armadilhas-fotográficas (ou *camera-traps*, em inglês) são, como o seu nome indica, dispositivos fotográficos automáticos ativados pela passagem dos animais. Cada estação de captura foi composta por duas armadilhas-fotográficas colocadas uma em frente à outra, de modo a obter-se fotografias de ambos os lados das onças, o que permite a individualização dos animais. As estações foram separadas entre si por uma média de 3,4 km (Figura 3.1). A disposição das estações correspondeu a uma grade de amostragem na qual não exista um vazio maior do que 10 km<sup>2</sup> entre cada estação, valor registrado pela literatura como a menor área de vida de uma onça-pintada (Silver, 2004; Silver *et al.*, 2004), o maior predador da Caatinga. As câmeras foram colocadas proporcionalmente à representatividade dos tipos de vegetação/habitats no PNSC em estradas e cruzamentos, visto que estas são usadas pelos felinos nos seus deslocamentos (Karanth & Nichols, 1998; 2002), e também porque a vegetação própria da Caatinga dificulta extremamente a abertura de trilhas. As câmeras foram programadas para funcionar preferencialmente de noite, devido ao desgaste e mau funcionamento do equipamento com calor extremo e porque um estudo prévio na região revelou um padrão de atividade noturno para as onças (Astete, 2008). No entanto, em cada campanha anual pelo menos um terço das estações contou com uma câmera programada para funcionar 24 horas por dia. As câmeras foram programadas para bater fotos com uma demora de 5 minutos entre cada foto, para evitar o esgotamento de filme devido à passagem constante de um animal ou um grupo na frente da câmera (Silveira, 2004). O local de cada estação foi georreferenciado e o filme etiquetado com as coordenadas, data de colocação e retirada do filme. As câmeras foram checadas

mensalmente para substituição do filme e troca de pilhas. Adicionalmente, durante 2009 foram colocadas armadilhas-fotográficas ao lado de 12 pontos artificiais de água, com o fim de conhecer o uso destes pelas espécies do PNSC. Na amostragem de 2009 foram utilizadas armadilhas-fotográficas CamTrakker (Camtrack South Inc., Watkinsville, USA) e maioritariamente unidades LeafRiver (Leaf River Outdoor Products, Taylorsville, MS, USA). Para a amostragem de 2010 foram utilizadas as mesmas marcas, e adicionalmente uma dúzia de armadilhas-fotográficas da marca Tigrinus, modelo 6.0 (Tigrinus Equipamentos para Pesquisa Ltda., Timbó - Santa Catarina, Brasil). Todas as câmeras utilizadas foram do tipo passivas, ativadas por calor e movimento.



**Figura 3.1.** Localização do Parque Nacional Serra da Capivara no bioma da Caatinga (área hachurada), mostrando as armadilhas-fotográficas colocadas na amostragem de 2009-2010.

Com o histórico de registros fotográficos dos indivíduos, foi elaborada uma matriz binária de CMR com intervalos pré-definidos de 6 e 7 dias, na qual se um indivíduo é detectado por uma ou mais câmeras, este intervalo recebia o valor de um (1), caso contrário recebia o

valor zero (0). As matrizes (de 6 e 7 dias) foram posteriormente testadas com o programa CloseTest (Santley & Richards, 2005) para verificar se a população é considerada como demograficamente fechada, uma premissa dos modelos CMR. CloseTest utiliza dois métodos de cálculo para verificar se a população é fechada. O primeiro é um teste Wilcoxon de somas ranqueadas, classicamente utilizado pelo programa CAPTURE (Otis *et al.*, 1978) e o segundo teste é uma nova abordagem (Stanley & Burnham, 1999), um teste Chi-Quadrado que permite a variação no tempo nas probabilidades de captura. Com o fim de obter as estimativas mais precisas de abundância populacional, procurou-se considerar as populações como fechadas quando as matrizes de CMR atingiam o critério de população fechada, preferentemente por ambos os algoritmos do programa. Caso contrário, o segundo critério seria considerar a população fechada quando fosse identificada como tal por pelo menos um dos algoritmos do programa. As matrizes foram testadas na sua extensão total de períodos e, se na extensão total de períodos não atingissem o critério de população fechada por nenhum dos dois algoritmos do CloseTest, se retiraram os dois últimos períodos da matriz e o teste foi novamente realizado. Se a população ainda não fosse considerada fechada, retiraram-se 4 períodos da matriz original e realizou-se o mesmo procedimento, visando reduzir a amostragem de 5 meses a aproximadamente 4.

Posteriormente, as matrizes consideradas como populações fechadas foram analisadas por dois programas computacionais, CAPTURE (Rexstad & Burnham, 1991) e MARK (White & Burnham, 1999) versão 6.0, que utilizam modelos estatísticos de marcação-recaptura. Estes programas analisam o número de animais capturados individualmente (no caso, registros fotográficos) e suas freqüências de recapturas (fotográficas) para gerar estimativas de abundância.

#### *Programa CAPTURE*

O programa CAPTURE (Otis *et al.*, 1978; Rexstad & Burnham, 1991) foi utilizado com sucesso na amostragem de 2007 (Silveira *et al.*, 2009) e seu uso foi repetido durante este estudo. CAPTURE inclui uma série de modelos que consideram a variação da probabilidade de captura para um indivíduo num evento de captura (definida como " $p$ "):  $p$  varia com o tempo, mas esta variação é a mesma para todos os indivíduos ( $Mt$ );  $p$  difere da probabilidade de recaptura (definida como " $c$ ") devido a uma resposta comportamental à captura em si ( $Mb$ ); e as probabilidades de encontro de animais variam devido a diferenças inerentes aos indivíduos, ou seja, heterogeneidade individual ( $Mh$ ). A combinação destes três modelos básicos resulta em oito modelos ( $Mt$ ,  $Mb$ ,  $Mh$ ,  $Mtb$ ,  $Mth$ ,  $Mbh$ ,  $Mtbh$ ), mas atualmente CAPTURE não possui estimadores para o modelo  $Mtbh$ . O Modelo Nulo ( $M0$ ) não considera fontes de variação em  $p$  e  $c$ .

Para os modelos,  $p$  está diretamente relacionada com o tamanho da população estimada, sendo que valores menores de 0,1 não são recomendáveis, pois afetam a confiança da estimativa populacional. Para escolher o modelo mais apropriado para interpretar os dados inseridos, CAPTURE possui um processo de função discriminante baseado numa série de testes *goodness-of-fit* (aderência aos dados), os quais consideram que o padrão dos níveis de significância observado é único para cada modelo. Por meio de uma função matemática, CAPTURE computa o critério de seleção para todos os modelos, classificando-os com valores entre 0 e 1, sendo que o modelo mais próximo a 1 é considerado como o mais apropriado.

Com os modelos populacionais presentes no CAPTURE, Otis *et al.* (1978) resumiram a literatura existente naquele momento, na qual o cálculo da população " $N$ " estava incluída diretamente na verossimilhança (White, 2008). A verossimilhança é definida como "função de probabilidade condicional", ou "probabilidade condicional de A dado B". A estimativa por máxima verossimilhança (*maximum-likelihood estimation - MLE*), frente a um conjunto de dados e um modelo estatístico, procura estimar os valores dos diferentes parâmetros do modelo estatístico de modo a maximizar a probabilidade dos dados observados, ou seja, procura parâmetros que maximizem a função de verossimilhança.

#### *Programa MARK*

O programa MARK (White & Burnham, 1999) possui dois tipos de estimadores de " $N$ " para populações demograficamente fechadas. O primeiro tipo é aquele grupo de estimadores presentes no CAPTURE mencionados anteriormente (inclusive MARK inclui a possibilidade de rodar as análises no programa CAPTURE como um módulo integrado). O segundo tipo, sugerido por Huggins (1989, 1991) e Alho (1990), são estimadores de " $N$ " onde uma verossimilhança condicional é utilizada, e " $N$ " não está incluído diretamente na verossimilhança, mas é estimado como um parâmetro derivado. No programa MARK, a estimativa de máxima verossimilhança é realizada via métodos numéricos para acomodar um amplo grupo de modelos disponíveis. Os modelos mencionados acima tem sido implementados com três parametrizações separadas. A primeira ("Capturas fechadas") assume uma única mistura, e portanto possui somente os parâmetros  $p_i$  e  $c_j$ . Aquela parametrização não assume heterogeneidade, e assim provê uma forma fácil de gerar estimativas com os modelos  $M0$ ,  $Mb$ ,  $Mt$  e  $Mb$ . A segunda parametrização ("Capturas fechadas simples com heterogeneidade") é um modelo simples de heterogeneidade individual e assume a falta de variação temporal ou comportamental, permitindo obter estimativas sob o modelo  $Mh$ , sem outros modelos possíveis. Finalmente, a terceira

parametrização (“Capturas fechadas completas com heterogeneidade”) fornece para todos os efeitos de  $t$ ,  $b$ , e  $h$ , sendo possível a estimativa populacional com os modelos  $Mbh$ ,  $Mth$  e  $Mtbh$ . Covariáveis temporais, individuais e grupais podem ser utilizadas tanto para modelar  $p$  e quanto para qualquer uma das parametrizações. Ao modelar a heterogeneidade individual com covariáveis, MARK utiliza uma abordagem biologicamente mais satisfatória do que aproximar a heterogeneidade baseado em misturas, visto que as covariáveis individuais podem ajudar a identificar as causas da heterogeneidade individual (White, 2005). A seleção de modelos no MARK é realizada por meio de procedimentos baseados na teoria da informação (Burnham & Anderson, 2002), utilizando o critério de seleção de Akaike ( $AIC - Akaike Information Criteria$ ), calculado pela seguinte equação:

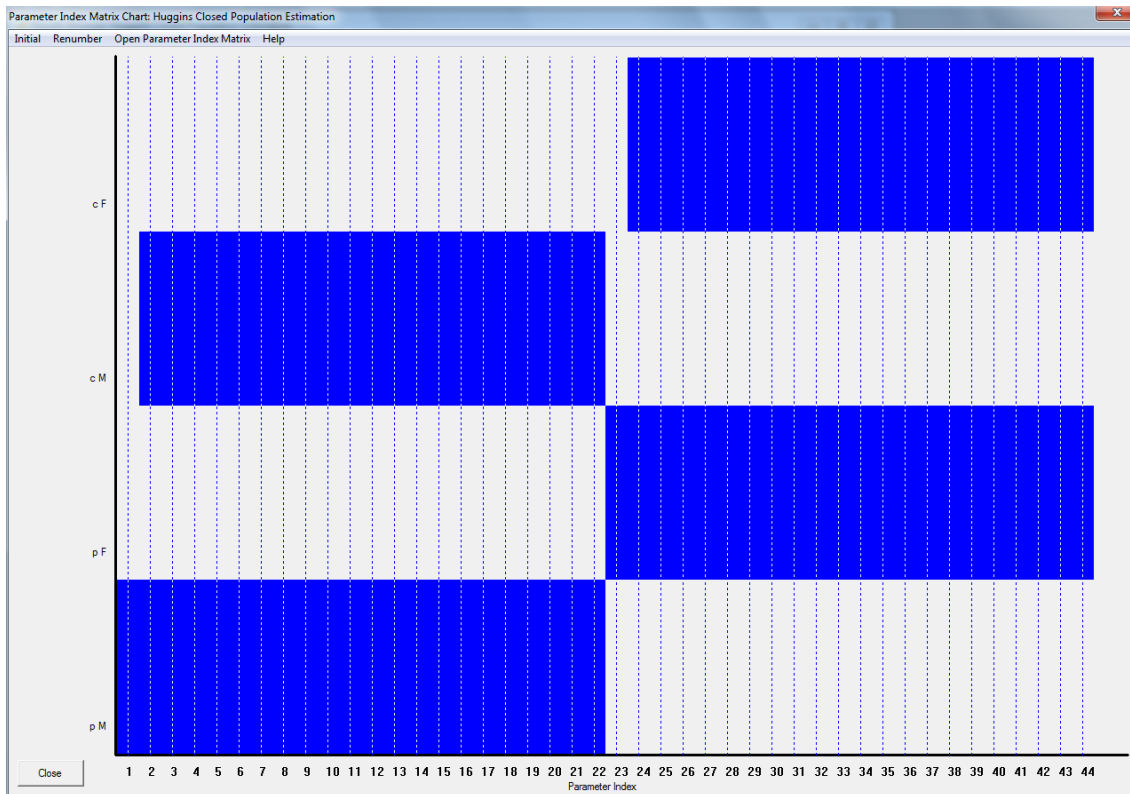
$$AIC = -2 \ln(L) + 2 np ,$$

Onde o  $\ln(L)$  é o logaritmo natural da verossimilhança e o  $np$  é o número de parâmetros do modelo. Como modelos mais complexos se ajustam melhor aos dados do que os mais simples, o índice segue o princípio da parcimônia, penalizando modelos com um grande número de parâmetros (Lebreton *et al.*, 1992). Quando o tamanho da amostra é pequeno em relação ao número de parâmetros, usa-se o  $AICc$  como uma correção da tendenciosidade. Quando é necessário corrigir a ‘sobredispersão’ nos dados (no caso de estudos com populações abertas), é utilizada uma medida chamada fator de inflação de variância ( $c\text{-hat}$ ) e o  $AICc$  é modificado para  $QAICc$  (quasi- $AICc$ ).

Quando existe uma incerteza considerável na seleção dos modelos, ou seja, vários modelos tem valores  $AIC$  semelhantes, sem existir um que se destaque claramente dos outros, o MARK pode calcular uma média proporcional dos modelos selecionados, com a estimativa de cada modelo pesada por seu valor de peso  $AIC$ , além de obter o erro padrão incondicional, isto é, o erro padrão que leva em conta a incerteza na seleção de modelos (Burnham & Anderson, 2002).

Os cálculos do programa MARK, para todos os parâmetros populacionais estimados mencionados (inclusive populações abertas, como será explicado posteriormente), são realizados mediante duas interfaces, a Matriz de Índice de Parâmetros (*Parameter Index Matrices*, PIM) e a Matriz de Delineamento (*Design Matrix*). As matrizes PIM determinam o número de parâmetros básicos que serão estimados (número de colunas no caso da Matriz de Delineamento). O gráfico de Índice de Parâmetros (*Parameter Index Chart*), um conceito gráfico do PIM, mostra graficamente a relação entre os parâmetros ao longo dos atributos grupos e tempo. Baseada em um programa anterior, SURGE (Cooch *et al.*, 1996)), os

cálculos no Gráfico de Índice de Parâmetros no MARK representam um avanço e permitem sobreposição de índices de parâmetros ao longo dos tipos de parâmetros (Figura 3.2).



**Figura 3.2.** Gráfico do PIM, mostrando uma sobreposição nos valores de “p” e “c”, no caso de uma população fechada (Modelo  $p(\text{tempo} \times \text{sexo}) = c(\text{tempo} \times \text{sexo})$ )

Com os resultados de abundância “*N*” obtidos pelo MARK e CAPTURE, estimou-se a densidade de onças no PNSC. Para tal fim, a abundância calculada foi dividida pela área efetiva de amostragem, composta por aquela definida pelas armadilhas-fotográficas junto com uma área tampão (*buffer*) que as circundam. O cálculo da área efetiva de amostragem seguiu os critérios estabelecidos por Karanth & Nichols (2002). O “buffer” foi calculado como a metade da média das máximas distâncias percorridas (*HMMDM - Half Mean Maximum Distance Moved*) entre múltiplas capturas de indivíduos ao longo do período de amostragem (Wilson & Anderson, 1985), assim como em outros estudos com armadilhas-fotográficas com tigres (Karanth & Nichols, 1998) e onças-pintadas (Silver *et al.*, 2004). Para cada indivíduo registrado, o seu histórico de capturas foi analisado e as câmeras (pontos geográficos) nos quais ele apareceu foram identificadas para se determinar a máxima distância possível entre as câmeras. Esse valor foi calculado para todos os indivíduos e, posteriormente, foi subtraída a metade da média geral.



### Modelos SCR

Como uma análise à parte e para propósitos de comparação com os modelos não espaciais, foram utilizados também os modelos espaciais de captura-recaptura (*SCR – Spatial Capture-Recapture models*) (Efford, 2004; Royle & Young, 2008) para estimar a densidade das espécies. Os modelos SCR se diferenciam dos modelos clássicos pelo fato de que os primeiros incluem a localização espacial das estações de captura, ou seja, como estas estão dispostas no espaço. Por meio de modelos de processo de pontos (Efford, 2004), se inclui a noção de representar os indivíduos como pontos no espaço. Posteriormente, modelos ordinários de população fechada (os quais descrevem as probabilidades de encontros dos indivíduos) são “aumentados” com o modelo que descreve este processo de pontos. O resultado deste processo é chamado de Modelo Hierárquico (Royle & Dorazio, 2008), um modelo que possui modelos explícitos tanto para os processos ecológicos (distribuição dos indivíduos no espaço) quanto para as observações imperfeitas nesse processo (encontros de indivíduos nas armadilhas) (Royle & Gardner, 2011). Atualmente existem duas distintas aproximações para implementar este tipo de abordagem: (1) a inferência clássica, baseada no conceito da verossimilhança integrada e, (2) baseada na estatística Bayesiana. A metodologia *SCR* admite o uso de covariáveis individuais como, por exemplo, o sexo. Ao contrário de modelos de captura-recaptura não espaciais, modelos *SCR* também permitem o uso de covariáveis espaciais (que se referem às armadilhas e locais onde estas são colocadas). Esta metodologia tem sido aplicada recentemente em estudos de estimativa populacional de felinos (Royle *et al.*, 2009), inclusive de onças-pintadas com armadilhas-fotográficas (Sollmann *et al.*, 2011).

Os modelos *SCR* são essencialmente modelos mistos lineares generalizados (*GLMM - Generalized Linear Mixed Models*), os quais assumem um centro de atividade não-observado  $s_i$  para cada indivíduo  $i$ , o qual permanece constante ao longo do estudo e representa um efeito aleatório (Royle & Gardner, 2011). O modelo mais básico considera uma abordagem baseada no modelo de encontros de Poisson, o qual se aplica a situação na qual um indivíduo possa ser capturado um arbitrário número de vezes num arbitrário número de armadilhas ou estações de captura. Este pressuposto é mais plausível no caso das armadilhas-fotográficas, pois os indivíduos podem ser observados um número arbitrário de vezes durante cada período de captura (Royle & Gardner, 2011). As observações  $y_{ij}$ , as quais são o número de vezes que o animal  $i$  foi capturado em uma estação  $j$ , são uma variável aleatória seguindo uma distribuição de Poisson

$$y_{ij} \sim \text{Poisson}(\lambda_{ij})$$

Ao considerar que a média da função Poisson  $\lambda_{ij}$  decresce de acordo com uma função meio-normal (*Half-normal*) de probabilidade de densidade,

$$\lambda_{ij} = \lambda_0 * \exp(-d_{ij}^2 / 2\sigma^2)$$

onde  $\lambda_0$  é a intensidade da taxa de encontros, o que seria o número de capturas esperadas do indivíduo  $i$  numa armadilha  $j$  durante uma ocasião de amostragem quando a armadilha esteja localizada precisamente no centro de atividade do indivíduo  $\mathbf{s}_i$ . O parâmetro  $d_{ij} = |\mathbf{x}_j - \mathbf{s}_i|$  define a distância do centro de atividade  $\mathbf{s}_i$  de cada indivíduo para a armadilha  $j$ , localizada no ponto  $\mathbf{x}_j$ , (definido por um par de coordenadas UTM) e  $\sigma$  é o parâmetro que controla a forma da função de distância. O valor  $\sigma$  pode ser também traduzido em um raio de 95% de área de vida assumindo um modelo Normal circular bi-variado para o movimento (Repucci *et al.*, 2010).

O modelo completo em sua forma log-linear (Royle & Gardner, 2011) se apresenta como um GLMm – uma regressão de Poisson com efeito aleatório:

$$\log(\lambda_{ij}) = \log(\lambda_0) - (1/2\sigma^2) * d_{ij}^2$$

A densidade ( $D$ ) é um parâmetro integral do modelo (o parâmetro de intensidade do processo de pontos) e corresponde à densidade de centros de atividade dentro do espaço de estados  $S$ , o qual é uma área arbitrária maior que contém o polígono das armadilhas. Esta região deve ser suficientemente grande para que todos os indivíduos potencialmente registráveis dentro da grade de armadilhas possam ser incluídos (por exemplo, uma distribuição prévia de  $\mathbf{s}$ ). Além desse tamanho, aumentar área de  $S$  não influencia nas estimativas de densidade, mas se for muito grande, gerará um considerável esforço computacional (Royle & Gardner, 2011).

No presente estudo, o espaço de estados foi definido adicionando-se uma área tampão (*buffer*) de 15 km nas coordenadas mais extremas da grade de armadilhas-fotográficas, o que corresponde a uma área  $S$  de 1463 km<sup>2</sup>. Da mesma forma que com os modelos não espaciais (CAPTURE e MARK), a amostragem foi separada em períodos de 6 dias e todas as ocorrências das onças foram registradas. A informação na tabela de entrada considerava os seguintes itens: data; amostragem (A amostragem de 2009 recebeu o índice “1” e a de 2010 o índice “2”); período (número da ocasião de captura no qual o indivíduo foi identificado, inclusive repetindo o número caso ele tenha sido registrado em duas ou mais

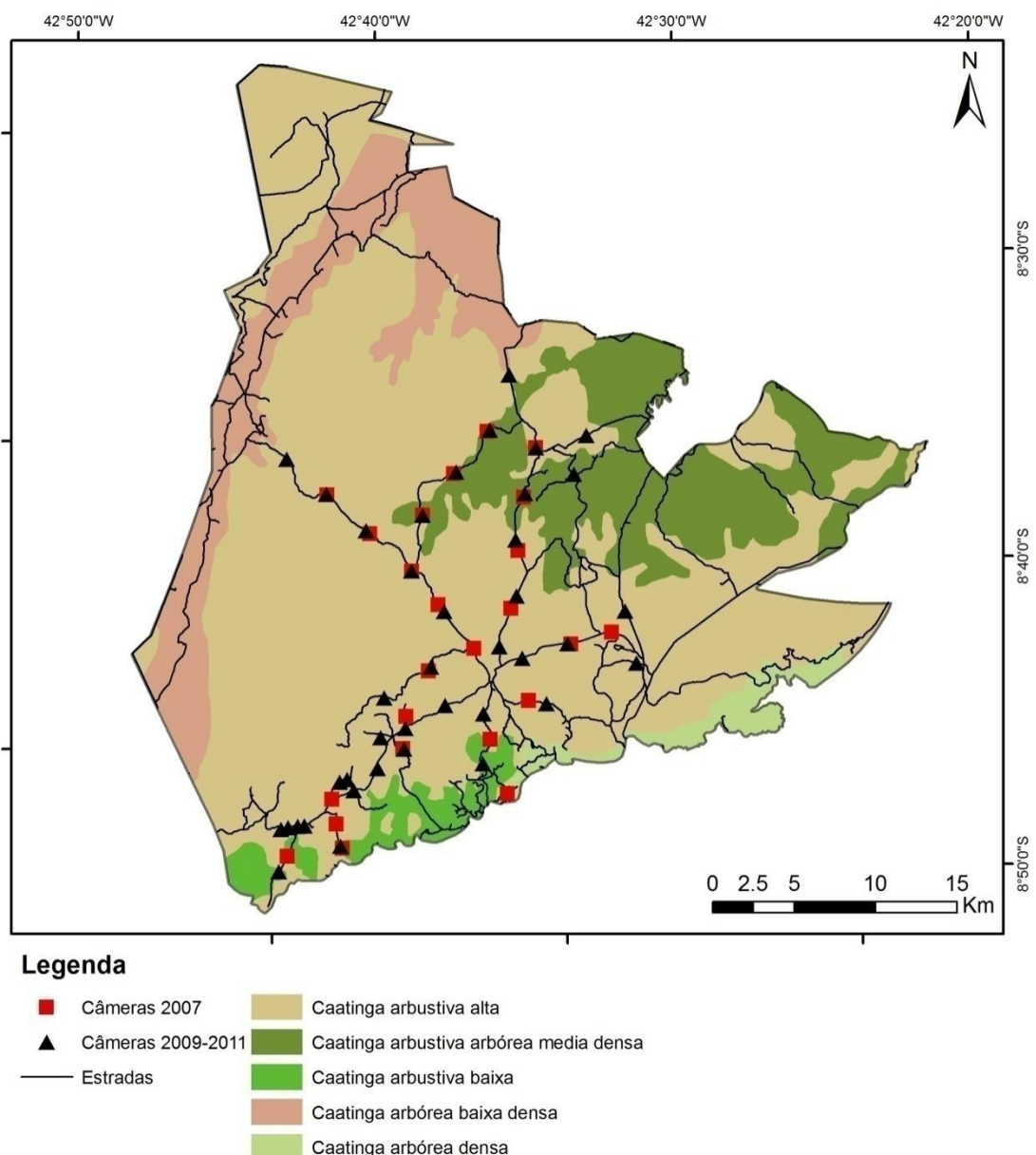
datas dentro do período); indivíduo; sexo (covariável, codificando “1” para fêmea e “2” para macho) e finalmente o nome da câmera na qual foi registrado junto com as suas coordenadas XY (em formato UTM).

Para realizar os cálculos dos modelos SCR, foi utilizado o pacote “*secr*” para o programa R (Efford, 2011), o qual utiliza o critério da verossimilhança para estimar os parâmetros dos modelos. Neste estudo foram considerados modelos que permitem diferenças na taxa de detecção e no parâmetro de movimento (sigma) entre machos e fêmeas. No caso de vertebrados (e especialmente felinos) a área de vida de um macho pode se sobrepor à de várias fêmeas, sendo frequentemente maior (Sandell, 1989), o que resulta em diferenças no uso do espaço e movimentos entre os diferentes sexos (com os machos com movimentos mais amplos), que serão refletidas nas diferenças das probabilidades de encontro entre as câmeras. Sollmann *et al.* (2011) demonstraram que o sexo é um fator importante em onças-pintadas, tanto na taxa de detecção quanto no movimento dos indivíduos. Finalmente, foram criados modelos para cada espécie considerando diferenças entre a primeira captura e as recapturas (efeito comportamental), e diferenças entre sexos. Da mesma maneira, foi incluída a figura de um modelo nulo, onde não existem diferenças na probabilidade de captura, sendo ela constante.

#### *Sobrevivência das onças-pintadas e onças-pardas*

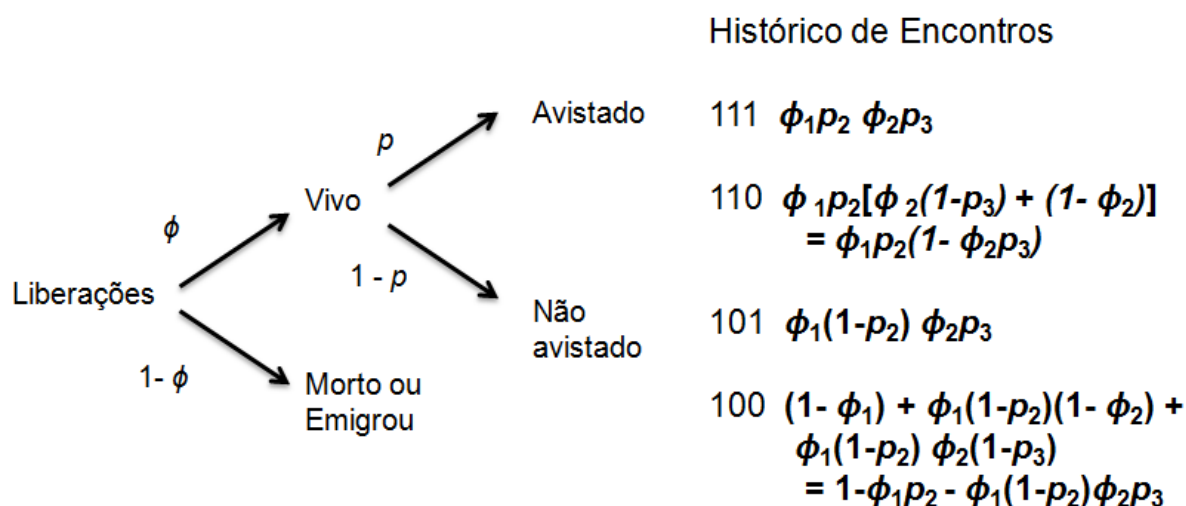
Para estimar a sobrevivência das onças-pintadas e pardas, foram utilizados os dados de amostragem de 2009, 2010 e também de uma amostragem em 2007 (Astete, 2008; Silveira *et al.*, 2009). Como em 2007 a amostragem foi maior (aproximadamente 9 meses), o tempo foi recortado somente aos últimos 5 meses, para equiparar ao esforço temporal das amostragens de 2009 e 2010. A amostragem de 2007 foi realizada majoritariamente na região sul do Parque, incluindo parte da região central. Assim, com o fim de padronizar o esforço espacial, somente foram incluídos os dados daquelas estações das amostragens de 2009-2010 nas quais havia uma sobreposição aproximada com a região amostrada em 2007 (Figura 3.3). O esforço foi dividido em períodos mensais e anuais, e com ambos foram construídas duas matrizes para cada espécie, as quais refletiam as capturas e recapturas dos diferentes indivíduos ao longo de 3 anos amostrados. Como nesse intervalo houve um ano no qual não existiu amostragem (2008), consideramos tal intervalo (anual e vários períodos mensais) como períodos não amostrados no programa MARK, diferentemente das estimativas populacionais de 2009 e 2010, que consideraram as amostragens como independentes (população fechada), a estimativa de sobrevivência considerou todas as amostragens como pertencentes a um período contínuo (população aberta). Na amostragem de 2007 foram utilizadas exclusivamente armadilhas-fotográficas da marca

CamTrakker (Camtrack South Inc., Watkinsville, USA). Na amostragem de 2009 foram utilizadas armadilhas-fotográficas CamTrakker e maioritariamente unidades LeafRiver (Leaf River Outdoor Products, Taylorsville, MS, USA). Para a amostragem de 2010 foram utilizadas as mesmas marcas, e adicionalmente uma dúzia de armadilhas-fotográficas da marca Tigrinus, modelo 6.0 (Tigrinus Equipamentos para Pesquisa Ltda., Timbó - Santa Catarina, Brasil). Todas as câmeras utilizadas foram do tipo passiva, é dizer, ativadas por calor e movimento.



**Figura 3.3.** Localização das armadilhas-fotográficas correspondentes a amostragem de 2007 e parte das armadilhas-fotográficas correspondentes a amostragem de 2009-2010 no Parque Nacional Serra da Capivara, de forma de obter uma área amostral semelhante ao longo dos três anos de coleta de dados para o estudo de populações abertas.

Para calcular a sobrevivência das onças-pintadas e pardas foi utilizado o modelo de populações abertas Cormack-Jolly-Seber (CJS; Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965) no programa MARK, versão 6.0. Tal modelo é baseado em recapturas -como no caso de uma recaptura fotográfica - pois os animais marcados (capturados dentro da população) são liberados dentro da população e posteriormente reencontrados.



**Figura 3.4.** Modelo de população aberta Cormack-Jolly-Seber, para duas ocasiões de captura (Adaptado de White & Burnham, 1999).

Um histórico de encontros mostra em quais ocasiões um indivíduo em questão foi encontrado. No modelo CJS, os parâmetros estimados são as probabilidades de sobrevivência e de recaptura. Os animais sobrevivem e permanecem na população desde a primeira liberação até o segundo encontro com a probabilidade  $\phi_1$ , da segunda até a terceira ocasião de encontro com a probabilidade  $\phi_2$ , e assim sucessivamente (Figura 3.4). Como os animais que emigram da área de estudo não estarão mais disponíveis para recaptura, não há como diferenciar dos animais que morreram. Portanto  $\phi_i$  é chamado de “sobrevivência aparente” e seu complemento  $(\phi_i-1)$  representa as saídas da população. A probabilidade de recaptura na ocasião de encontro 2 é  $p_2$ , na ocasião 3,  $p_3$  etc, sendo que não existe  $p_1$  pois não é possível um reencontro na primeira ocasião. São necessárias pelo menos duas ocasiões de reencontro para se estimar a probabilidade de sobrevivência entre a primeira liberação e a próxima ocasião de encontro no modelo de efeitos completos de tempo (“Full time-effects model”) (White & Burnham, 1999; Pollock & Alpizar-Jara, 2005). Neste modelo básico (“full time-effects”), as probabilidades de sobrevivência e de recaptura referentes ao último intervalo não são individualmente identificáveis, apenas o produto delas pode ser estimado (Lebreton *et al.*, 1992).

Para todos os tipos de modelos, MARK possui quatro diferentes procedimentos para estimar a matriz de variância-covariância dos estimados: Hessiana, Observada, Esperada e Segunda Parte (*Second Part*), sendo este último o utilizado pelo programa por padrão. Este procedimento calcula a matriz de informação diretamente usando aproximações centrais de diferença (*central difference approximations*). Esta metodologia fornece os estimadores mais acurados dos erros padrões, mas ao mesmo tempo requer o maior esforço de computação devido aos procedimentos utilizados para calcular a verossimilhança. Para realizar a modelagem, o MARK fornece também uma lista de modelos padrão baseados em parâmetros constantes ao longo do grupo e tempo (.); parâmetros grupo-específicos ao longo de grupos, mas constantes no tempo (*g*); parâmetros tempo-específicos constantes ao longo de grupos (*t*) e parâmetros variando com ambos grupos e tempo (*g\*t*). Esta lista é gerada para cada um dos tipos de parâmetros básicos no modelo. Assim, para dados de recapturas vivas com >1 grupo, um total de 16 modelos são fornecidos para seleção, 4 modelos de  $\phi$  e 4 modelos de  $p$  (White & Burnham, 1999).

Na Janela de Resultados, o MARK apresenta os seguintes campos: nome do modelo; QAICc (Quase-AICc); Delta QAICc, Peso do QAICc; Valor da Verossimilhança do Modelo, Número de parâmetros; Desviância e o valor de “ $\hat{c}$ ” (*c-hat*). O Delta QAICc é a diferença entre o QAICc do modelo atual e o modelo com o mínimo QAICc. A Desviância é a diferença entre o valor  $-2\text{Log}(\text{Verossimilhança})$  do modelo atual e o modelo saturado (aquele modelo com um parâmetro para o histórico de cada encontro único). Para estimar a distribuição das desviâncias obtidas pela simulação e ajuste dos dados a partir do modelo geral, foi realizada reamostragem (*bootstrap*) paramétrica com 1000 simulações. Com o objetivo de corrigir a *sobre dispersão* nos dados, utilizou-se uma medida chamada de fator de inflação de variância, conhecido pela sua sigla “ $\hat{c}$ ” (*c-hat*) (Cooch & White 2007; Lebreton *et al.* 1992). Este fator é calculado dividindo-se o valor da desviância observada pela média das desviâncias dos dados simulados. Se o modelo se ajusta perfeitamente, o valor de  $\hat{c}$  é igual a 1; e quando há falta de ajuste  $\hat{c}$  será maior que 1 (Figura 3.5).

Model	QAICc	Delta QAICc	QAICc Weight	Model Likelihood	No. Par.	QDeviance
{Phi(.) p(g) PIM}	228,7284	0,0000	0,71417	1,0000	3	178,1994
{Phi(g) p(g) PIM}	230,5604	1,8320	0,28575	0,4001	4	177,9008
{Phi(g) p(.) PIM}	248,8929	20,1645	0,00003	0,0000	3	198,3639
{Phi(.) p(.) PIM}	249,1794	20,4510	0,00003	0,0000	2	200,7472
{Phi(t) p(g) PIM}	249,4757	20,7473	0,00002	0,0000	16	168,2815
{Phi(t) p(.) PIM}	267,2599	38,5315	0,00000	0,0000	15	188,6750
{Phi(.) p(t) PIM}	272,0242	43,2958	0,00000	0,0000	15	193,4394
{Phi(g) p(t) PIM}	272,3845	43,6561	0,00000	0,0000	16	191,1904
{Phi(.) p(g^t) PIM}	281,3828	52,6544	0,00000	0,0000	29	161,4700
{Phi(g) p(g^t) PIM}	284,4679	55,7395	0,00000	0,0000	30	161,1512
{Phi(g^t) p(g) PIM}	287,7614	59,0330	0,00000	0,0000	30	164,4448
{Phi(t) p(t) PIM}	295,9632	67,2348	0,00000	0,0000	27	182,6560
{Phi(g^t) p(.) PIM}	299,0893	70,3609	0,00000	0,0000	29	179,1765
{Phi(t) p(g^t) PIM}	317,5961	88,8677	0,00000	0,0000	41	151,6729
{Phi(g^t) p(t) PIM}	339,1318	110,4034	0,00000	0,0000	41	173,2086
{Phi(g^t) p(g^t) PIM}	381,7084	152,9800	0,00000	0,0000	54	149,1011

**Figura 3.5.** Janela de resultados do MARK para o caso de uma população aberta, mostrando os valores de QAICc, Delta QAICc, Peso QAICc, Verossimilhança dos modelos, Número de Parâmetros e o valor da Qdesviância. Note-se a ordem dos modelos de acordo ao menor valor de Delta QAICc e Verossimilhança.

#### *Critério de decisão de escolha de modelos*

Para realizar a escolha de modelos no programa MARK e no pacote *secr*, utilizou-se o critério de considerar ao modelo com um valor Delta AIC < 2 como o modelo mais verossimilhante (Burnham & Anderson, 2002). Quando vários modelos candidatos possuíam um valor Delta AIC < 2, utilizaram-se os critérios estabelecidos por Burnham & Anderson (2002) e resumidos por Arnold (2010), os quais consideram a situação de alguns modelos serem classificados como melhores (dentro do grupo de Delta AIC < 2) somente pelo fato de estes possuírem mais parâmetros. Assim, Arnold (2010) propõe 5 formas de lidar com este problema.:

*Relatório completo* – Quando um grupo limitado de modelos *a priori* é considerado para a modelagem é recomendado relatar e discutir todos eles, incluindo aqueles que com um parâmetro adicional (mas sem informação) são considerados como os melhores. No entanto, o relatório não deve assinalar que aqueles modelos são competitivos com os modelos com uma maior classificação, mas sim que a(s) variável(eis) adicional(ais) recebem pouco ou nenhum apoio, dependendo do nível de redução na desviância versus o modelo com maior apoio. Se um grupo de modelos *a priori* é o suficientemente pequeno de modo que a informação de todos os modelos *a priori* possa ser facilmente apresentada e os

autores descrevem também a falta de efeito para os parâmetros sem informação, esta abordagem pode ser uma solução ideal para o problema. No entanto, esta abordagem não é apropriada para grupos de modelos suficientemente grandes (complexos) para justificar o relatório completo, o que é o caso na maioria das vezes.

*Média de modelos* – Um dos aparentes benefícios de realizar uma média entre os modelos é que esta minimiza os efeitos de parâmetros não informativos, especialmente no caso que os coeficientes para estas variáveis tenham sido assumidos como zero nos modelos onde estas variáveis estejam ausentes. A Média de Modelos é utilizada como uma ferramenta para lidar com incerteza na seleção de modelos legítimos, e quando o objetivo primário é a predição em vez de uma seleção de variáveis.

*Intervalos de confiança* – A importância de parâmetros não informativos é descontada por alguns autores somente depois de determinar que o 95% dos intervalos de confiança incluía o zero. Esta aparente solução contém o problema potencial de que ela também pode descartar variáveis em modelos “mais aproximados” que estejam apoiados por menores valores de AIC. Alguns autores propõem utilizar intervalos de confiança de 90% para as estimativas dos seus parâmetros.

*Importância relativa das variáveis* – É utilizada quando o objetivo primário da modelagem consiste em avaliar a importância relativa de várias variáveis preditoras (por exemplo, em estudos de seleção de habitat). Nesse caso, procede-se a somar os pesos de Akaike dos modelos através de todos os modelos que incluem aquela variável.

*Descartar modelos com parâmetros não-informativos* – Esta abordagem é utilizada como uma aproximação de modelagem *a priori* que permite descartar modelos com parâmetros não informativos sem mais considerações. Numa aproximação hierárquica desta abordagem é retido somente o modelo com a mais alta classificação AIC do passo anterior, para depois seguir em frente para considerar uma nova suíte de covariáveis. Assim, um modelo é considerado como um competidor para a elaboração de interferência (e candidato a ser eliminado) se os parâmetros no modelo de topo não eram simplesmente um subconjunto daqueles no modelo competidor.



### 3.2.3. ÁREA DE VIDA MÍNIMA

Com o fim de conhecer a área de vida usada pelas onças, utilizou-se o acúmulo de registros fotográficos para cada indivíduo ao longo das amostragens de 2009 e 2010. A disposição das estações de amostragem nesses anos permitiu delinear uma grade dentro da qual as onças foram identificadas. Os diferentes registros de cada indivíduo foram projetados no espaço geográfico, e para cada indivíduo com mais de três registros em diferentes locais (pontos), desenhou-se uma área de vida baseada no método do Polígono Mínimo Convexo (White & Garrot, 1990), que consiste num perímetro poligonal no qual os pontos de localizações (câmeras) representam as arestas. É preciso indicar que repetidos registros cumulados num mesmo local (ponto) ao longo do tempo foram considerados como uma única ocorrência naquele ponto. Ainda que esta aproximação não cumpra os princípios de independência espacial dos pontos, ao não serem localizações escolhidas aleatoriamente (White & Garrot, 1990), a delimitação de áreas de vida baseado em pontos fixos (câmeras), chamada de “Área de Vida Mínima” (Maffei *et al.*, 2004; Salom-Perez *et al.*, 2007), permite identificar rapidamente as áreas ocupadas pelos diferentes indivíduos.

Posteriormente, e para cada espécie, as áreas de vida mínimas foram separadas por sexo, e comparadas entre si para verificar possíveis sobreposições (Cavalcanti & Gese, 2009) a nível de gênero. Utilizando o pacote “Find Overlapping Polygons” (Buja, 2009) para ArcGIS 9.3 (ESRI, 2008), para cada par de indivíduos, a área sobreposta entre eles foi identificada. Posteriormente foi calculada a porcentagem de sobreposição que esta área representava para cada uma das áreas de vida mínimas dos indivíduos do par. Finalmente, foi tirada uma média desta porcentagem. Com o fim de poder ter uma medida comparativa das áreas de vida mínimas obtidas neste estudo com outros trabalhos, utilizaram-se as máximas distâncias percorridas pelos indivíduos em cada um dos polígonos resultantes (esta distância máxima percorrida é também utilizada para o cálculo do *buffer* nos modelos CMR não espaciais) para comparação com as máximas distâncias percorridas dentro das áreas de vida obtidas em outros estudos mediante a radio-telemetria (Salom-Pérez *et al.*, 2007). como uma medida do diâmetro máximo de uma hipotética área de vida circular. As áreas de vida calculadas em outros estudos também foram assumidas como hipoteticamente circulares com o fim de obter o seu “diâmetro” (Penido *et al.*, in prep) e poder compará-lo com as máximas distâncias percorridas obtidas neste estudo. Desta maneira, não serão comparadas as áreas de vida *per se*, mas sim as distâncias máximas percorridas por cada indivíduo dentro de cada uma das áreas de vida. Realizou-se esta análise para ambas as onças, e separando por machos e fêmeas.

### 3.3. RESULTADOS

#### *Abundância populacional de onças-pintadas e onças-pardas*

De setembro de 2009 a janeiro de 2010, e de setembro de 2010 a fevereiro de 2011, houve um esforço acumulado de 16.532 câmeras/noite (9.004 entre 2009-2010 e 7.538 entre 2010-2011) registrando 415 fotografias de onças-pintadas, e 246 fotos de onças-pardas, o que permitiu a identificação de 26 indivíduos de onça-pintada e 24 indivíduos de onça-parda durante esses dois anos. Os diferentes indivíduos identificados durante cada ano nem sempre se repetiram em ambas as amostragens.

Para as onças-pintadas, ao longo de dois anos foram identificados 15 machos, 9 fêmeas e 2 indivíduos de sexo não determinado. A incidência de formas melânicas foi de pelo menos 7 indivíduos (ver Anexos). Cem registros de onça-pintada não puderam ser identificados, sendo na maior parte registros de onça-pintada melânica (por exemplo, fotografia de um lado só, ou de uma cauda, ou um indivíduo muito distante do *flash*, etc.). Apesar disso, 17 registros de algumas onças "X" puderam ser diferenciados e individualizados, como por exemplo, fotografias do padrão de rosetas de um lado só (por exemplo, lado esquerdo) de indivíduos melânicos fêmeas e machos e, portanto, entraram no cálculo da abundância. Nesse caso, por não ter nenhuma concordância com os padrões dos indivíduos plenamente identificados (ambos os lados), concluiu-se que eram diferentes e passaram a fazer parte da análise. Somente foram considerados os indivíduos "X" com maior número de ocorrências por um dos lados e separando por machos e fêmeas. A relevante quantidade de fotos descartadas após essa filtragem permite inferir que a quantidade de indivíduos de onças-pintadas melânicas seja maior, provavelmente em 50%. Finalmente, para a população de onças-pintadas, a razão sexual de machos para fêmeas foi de 1,6:1.

Para as onças-pardas, ao longo de 2 anos foram identificados 11 machos e 13 fêmeas. Ocorreram 246 registros de onça-parda, porém 53 não puderam ser identificados. Semelhante ao registrado com a onça-pintada, 21 registros de alguns indivíduos "X" puderam ser individualizados e entraram no cálculo da abundância. Para a população de onças-pardas, a razão sexual de machos para fêmeas foi de 0,84:1.

#### *Premissas de população fechada*

Ao dividir as matrizes em períodos de 6 e 7 dias, para intervalos de 6 dias cada, foram 24 períodos em 2009 e 25 períodos em 2010; e ao dividir a amostragem em intervalos de 7 dias cada, foram obtidos 21 períodos em 2009 e 22 períodos em 2010. No caso das onças-

pintadas, ao considerar matrizes de intervalos 6 ou 7 dias na sua extensão íntegra, o CloseTest não considerou nenhum dos intervalos como uma população fechada por ambos os estimadores. Para a onça-pintada, o programa somente considerou a população fechada por ambos os estimadores ao dividir a amostragem em 22 períodos de 6 dias para 2009 (Chi-quadrado=40.9774, GL=25,  $p=0.1887$ ; Z-value =-0.0282,  $p= 0.4887$ ) e para 2010 somente um dos dois estimadores considerou a população como fechada, com 20 períodos (Chi-quadrado= 38.6442, GL= 21,  $p= 0.0108$ ; Z-value= -1.3237,  $p= 0.0927$ ). O programa considerou a população como fechada ao diminuir a amostragem de 5 para 4 meses). Para as onças-pardas, o mesmo procedimento foi realizado, o CloseTest somente considerou como população fechada (somente por um dos estimadores) a amostragem realizada em 2010 com 21 períodos de 7 dias cada (Chi-quadrado= 62.2265, GL= 19,  $p= 0.0000$ ; Z-value= -1.5042,  $p= 0.0662$ ).

#### *Programa CAPTURE*

Para a amostragem de 2009 de onças-pintadas, o modelo selecionado foi o Modelo *Mtbh*, mas como o programa CAPTURE não consegue estimar a abundância com este modelo, foi escolhido o segundo mais apropriado, neste caso o Modelo *Mth* e, com este modelo a abundância calculada foi de 22 indivíduos (EP= 1,97). Para 2010, o programa considerou o Modelo *Mth* como o melhor estimador, e a abundância calculada por este foi de 25 indivíduos (EP=1,90). Para a amostragem de onças-pardas em 2010, CAPTURE selecionou o Modelo *Mh* como o mais apropriado, com uma estimativa de 24 indivíduos (EP= 5,78). Devido a que o programa não considerou como fechada a população de onças-pardas amostrada em 2009, não foi realizada uma estimativa de abundância para esse ano.

#### *O Programa MARK*

Com o programa MARK, tanto para as onças-pintadas quanto para as pardas, foi escolhido utilizar o modelo de Capturas Fechadas de Huggins (“Huggins Closed Captures”), pela limitação dos nossos dados (poucos indivíduos e poucas recapturas). Como no modelo Huggins a abundância não é estimada juntamente com as probabilidades de captura e recaptura, ou seja, “*N*” é um parâmetro derivado, o número de parâmetros dos modelos é reduzido. Assim, primeiramente foram modelados “*p*” e “*c*” considerando a covariável sexo e, posteriormente, o número populacional “*N*” foi obtido a partir do mesmo grupo de dados sem a covariável, visto que no tamanho populacional são incluídos machos e fêmeas.

Para as onças-pintadas em 2009, os dois primeiros modelos mostraram que o sexo foi importante na recaptura. Ao fazer um cálculo da importância relativa das covariáveis como preditoras do modelo (Burnham & Anderson, 2002), o sexo teve um peso de 98,8% frente a

0,02% do tempo. Mas visto que nenhum dos modelos foi claramente o melhor (por exemplo, com  $\text{Peso AICc} \geq 0,900$ ) (Tabela 3.1) decidiu-se a realizar uma Média de Modelos (*Model Averaging*), considerando os dados até a terceira casa decimal. Apesar de a probabilidade de captura para machos e fêmeas ter sido semelhante, a probabilidade de recaptura mudou, sendo que para os machos foi o dobro do que para fêmeas (Tabela 3.2). Quando realizada a modelagem Huggins, sem considerar a covariável sexo, foi escolhido o modelo  $\{p(.) c(.)\}$ , o qual respondia por quase 0,88 % do  $\text{Peso AICc}$ , e O valor “ $N$ ” ( $N\text{-hat}$ ) foi: 20,886 EP= 1,313.

**Tabela 3.1.** Resultado da seleção de modelos para população fechada de onça-pintada (intervalo de 6 dias, 22 períodos) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2009, levando em conta o sexo (g) e o tempo (t) como covariáveis.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par	Desviância
p(.) c(g)	477,946	0,000	0,682	1,000	3	442,810
p(g) c(g)	479,664	1,718	0,289	0,424	4	442,491
p(.) c(.)	486,060	8,114	0,012	0,017	2	452,952
p(g) = c(g)	486,302	8,356	0,011	0,015	2	453,193
p(g) c(.)	487,769	9,823	0,005	0,007	3	452,633
p(.) c(t)	490,289	12,342	0,001	0,002	22	414,780
p(g) c(t)	492,197	14,250	0,001	0,001	23	414,461
p(.) = c(.)	494,578	16,632	0,000	0,000	1	463,488
p(t) c(g)	495,878	17,932	0,000	0,000	24	415,905
p(t) c(.)	503,782	25,836	0,000	0,000	23	426,047
p(t) = c(t)	506,839	28,893	0,000	0,000	22	431,331
p(t) c(t)	512,512	34,566	0,000	0,000	43	387,876
p(.) c(g*t)	513,488	35,542	0,000	0,000	43	388,851
p(g) c(g*t)	515,638	37,692	0,000	0,000	44	388,532
p(g*t) = c(g*t)	529,117	51,171	0,000	0,000	44	402,011
p(g*t) c(g)	531,734	53,788	0,000	0,000	46	399,650
p(g*t) c(.)	539,381	61,435	0,000	0,000	45	409,792
p(t) c(g*t)	541,214	63,268	0,000	0,000	64	361,946
p(g*t) c(t)	553,643	75,697	0,000	0,000	65	371,620
p(g*t) c(g*t)	589,163	111,217	0,000	0,000	86	345,691

**Tabela 3.2.** Estimativas dos parâmetros Média proporcional e erro padrão incondicional(em parêntesis) das probabilidades de captura (p) e recaptura (c) de onças-pintadas machos (M) e fêmeas (F) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2009 e 2010 obtidas através da média proporcional dos parâmetros do conjunto de modelos.

Ano/Parâmetros	(p) M	(p) F	(c) M	(c) F
2009	0,140 (0,044)	0,125 (0,050)	0,334 (0,036)	0,163 (0,043)
2010	0,215 (0,054)	0,105 (0,062)	0,245 (0,029)	0,154 (0,049)

Para as onças-pintadas em 2010, como nenhum dos modelos obteve um Peso AICc  $\geq 0,900$  procedeu-se a realizar a mesma Média de Modelos, considerando os dados até a terceira casa decimal. As probabilidades de captura e recaptura para machos e captura e recaptura para fêmeas foram semelhantes, de acordo com o modelo mais verossimilhante  $\{p(g) = c(g)\}$  (Tabela 3.3). Os resultados da Média de Modelos coincidem com tal modelo, sendo que para os machos ambos os valores eram aproximadamente o dobro do que nas fêmeas (Tabela 3.2). Ao fazer um cálculo da importância relativa das covariáveis como predictoras do modelo, o sexo teve um peso de 91,9% frente a 0% do tempo. Quando realizada a modelagem Huggins, sem considerar a covariável sexo, foi escolhido o modelo  $\{p(.) c(.)\}$ , pois quando sexo foi incluído como covariável, o tempo (t) não foi incluído dentro dos modelos mais verossimilhanes. O valor "*N*" (*N-hat*) calculado foi: 22,016 EP= 1,433.

**Tabela 3.3.** Resultado dos modelos de população fechada para a onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara em 2010, utilizando o programa MARK, com intervalo de 6 dias, 20 períodos, levando em conta o sexo (g) e o tempo (t) como covariáveis

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par	Desviância
$p(g) = c(g)$	426,947	0,000	0,484	1,000	2	391,988
$p(g) c(g)$	428,436	1,489	0,223	0,475	4	389,409
$p(g) c(.)$	429,982	3,034	0,106	0,219	3	392,993
$p(.) c(g)$	429,982	3,035	0,106	0,219	3	392,994
$p(.) c(.)$	431,537	4,590	0,049	0,101	2	396,578
$p(.) = c(.)$	432,810	5,863	0,026	0,053	1	399,870
$p(g) c(t)$	444,498	17,551	0,000	0,000	21	369,246
$p(t) c(g)$	444,858	17,911	0,000	0,000	22	367,378
$p(.) c(t)$	445,867	18,919	0,000	0,000	20	372,831
$p(t) c(.)$	446,214	19,267	0,000	0,000	21	370,962
$p(t) = c(t)$	448,694	21,746	0,000	0,000	20	375,657
$p(g^{*t}) = c(g^{*t})$	457,835	30,887	0,000	0,000	40	338,249
$p(t) c(t)$	464,356	37,409	0,000	0,000	39	347,215
$p(g) c(g^{*t})$	467,244	40,297	0,000	0,000	40	347,659
$p(.) c(g^{*t})$	468,385	41,438	0,000	0,000	39	351,243
$p(g^{*t}) c(g)$	475,705	48,758	0,000	0,000	42	351,193
$p(g^{*t}) c(.)$	476,820	49,872	0,000	0,000	41	354,777
$p(g^{*t}) c(t)$	483,601	56,653	0,000	0,000	53	331,030
$p(t) c(g^{*t})$	491,517	64,567	0,000	0,000	58	325,628
$p(g^{*t}) c(g^{*t})$	532,515	105,568	0,000	0,000	78	309,443

Para as onças-pardas, somente puderam ser modelados os dados de 2010 (devido a que a população em 2009 não foi considerada como fechada) e semelhante às análises com as onças-pintadas, uma vez que nenhum modelo obteve um peso AIC o suficientemente grande para ser considerado o mais verossimilhante (Tabela 3.4) procedeu-se a realizar a

Média de Modelos, considerando os dados até a terceira casa decimal. Ao fazer um cálculo da importância relativa das covariáveis como preditoras do modelo, o sexo teve um peso de 71,7% frente a 0,02% do tempo. O resultado da Média de Modelos apontou a uma variação na probabilidade de captura de acordo com o sexo, coincidente com três dos cinco modelos mais verossimilhantes, sendo que na taxa de captura o valor para os machos foi o dobro do que nas fêmeas (Tabela 5). Quando realizada a modelagem Huggins, sem considerar a covariável sexo, foi escolhido o modelo que, sozinho respondia por mais dos 99% do Peso AICc, o modelo  $\{p(.) c(.)\}$ . Segundo esse modelo, o valor “*N*” (*N-hat*) foi: 18,971 EP= 1,436.

**Tabela 3.4.** Resultado dos modelos de população fechada para a onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara em 2010, utilizando o programa MARK, com intervalo de 7 dias, 21 períodos, levando em conta o sexo (g) e o tempo (t) como covariáveis

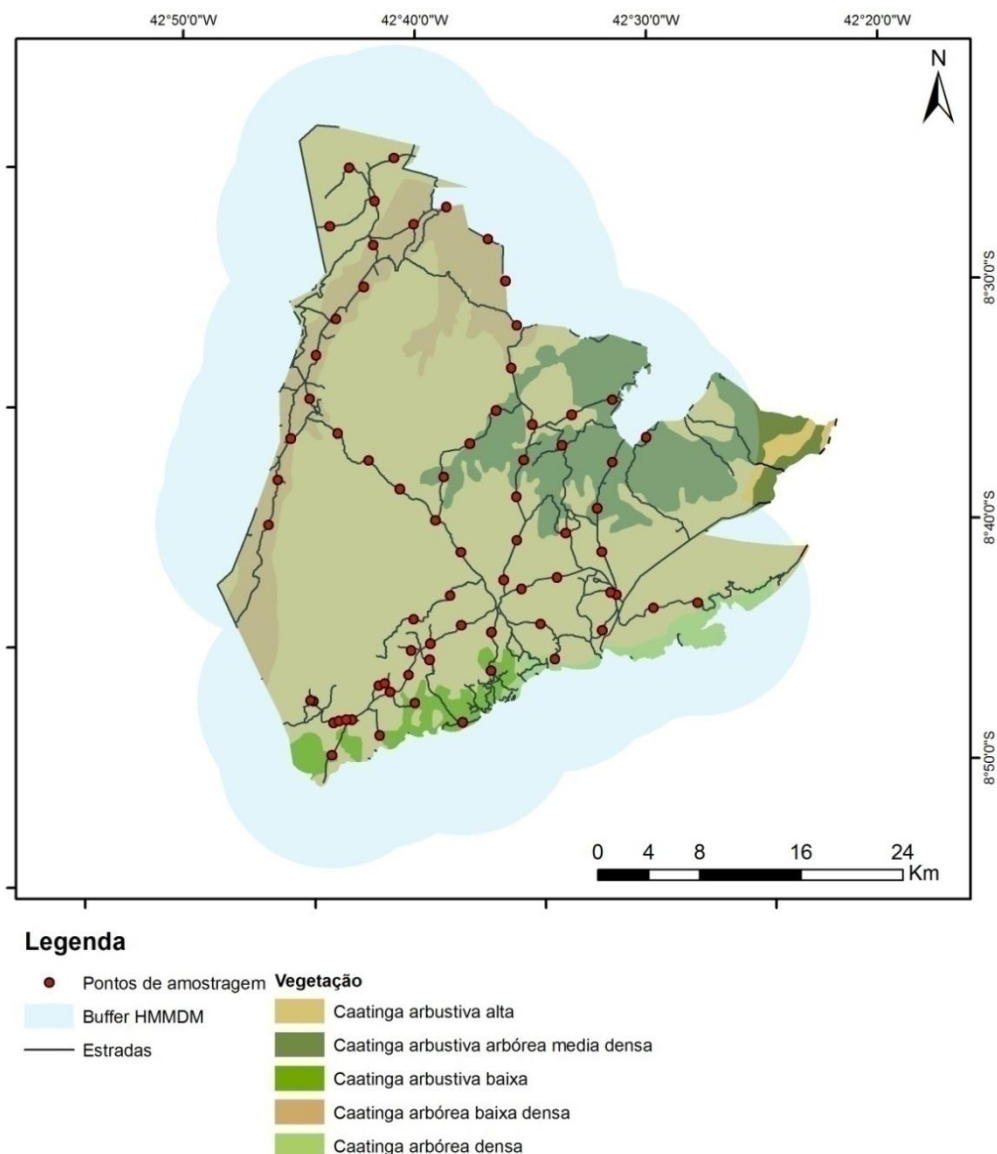
Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par	Desviância
$p(g) c(.)$	313,241	0,000	0,324	1,000	3	282,008
$p(g) = c(g)$	314,007	0,766	0,221	0,682	2	284,806
$p(.) = c(.)$	314,164	0,923	0,205	0,630	1	286,985
$p(g) c(g)$	314,949	1,708	0,138	0,426	4	281,673
$p(.) c(.)$	316,146	2,905	0,076	0,234	2	286,945
$p(.) c(g)$	317,843	4,602	0,033	0,100	3	286,610
$p(t) = c(t)$	323,035	9,794	0,002	0,008	21	253,270
$p(g) c(t)$	325,271	12,030	0,001	0,002	22	253,252
$p(.) c(t)$	327,953	14,712	0,000	0,001	21	258,189
$p(t) c(.)$	339,990	26,749	0,000	0,000	22	267,970
$p(t) c(g)$	341,923	28,682	0,000	0,000	23	267,635
$p(g^*t) = c(g^*t)$	351,499	38,259	0,000	0,000	42	231,548
$p(g) c(g^*t)$	356,032	42,791	0,000	0,000	42	236,081
$p(t) c(t)$	356,633	43,392	0,000	0,000	41	239,214
$p(.) c(g^*t)$	358,436	45,196	0,000	0,000	41	241,017
$p(g^*t) c(.)$	376,822	63,581	0,000	0,000	43	254,324
$p(g^*t) c(g)$	379,050	65,809	0,000	0,000	44	253,989
$p(t) c(g^*t)$	393,148	79,908	0,000	0,000	61	222,043
$p(g^*t) c(t)$	399,537	86,296	0,000	0,000	62	225,568
$p(g^*t) c(g^*t)$	440,444	127,203	0,000	0,000	81	208,397

**Tabela 3.5.** Resultado da Média dos Modelos, para calcular as probabilidades de captura (p) e recaptura (c) de onças-pardas machos (M) e fêmeas (F) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2010, utilizando o programa MARK, com intervalo de 7 dias, 21 períodos levando em conta o sexo (g) e o tempo (t) como covariáveis.

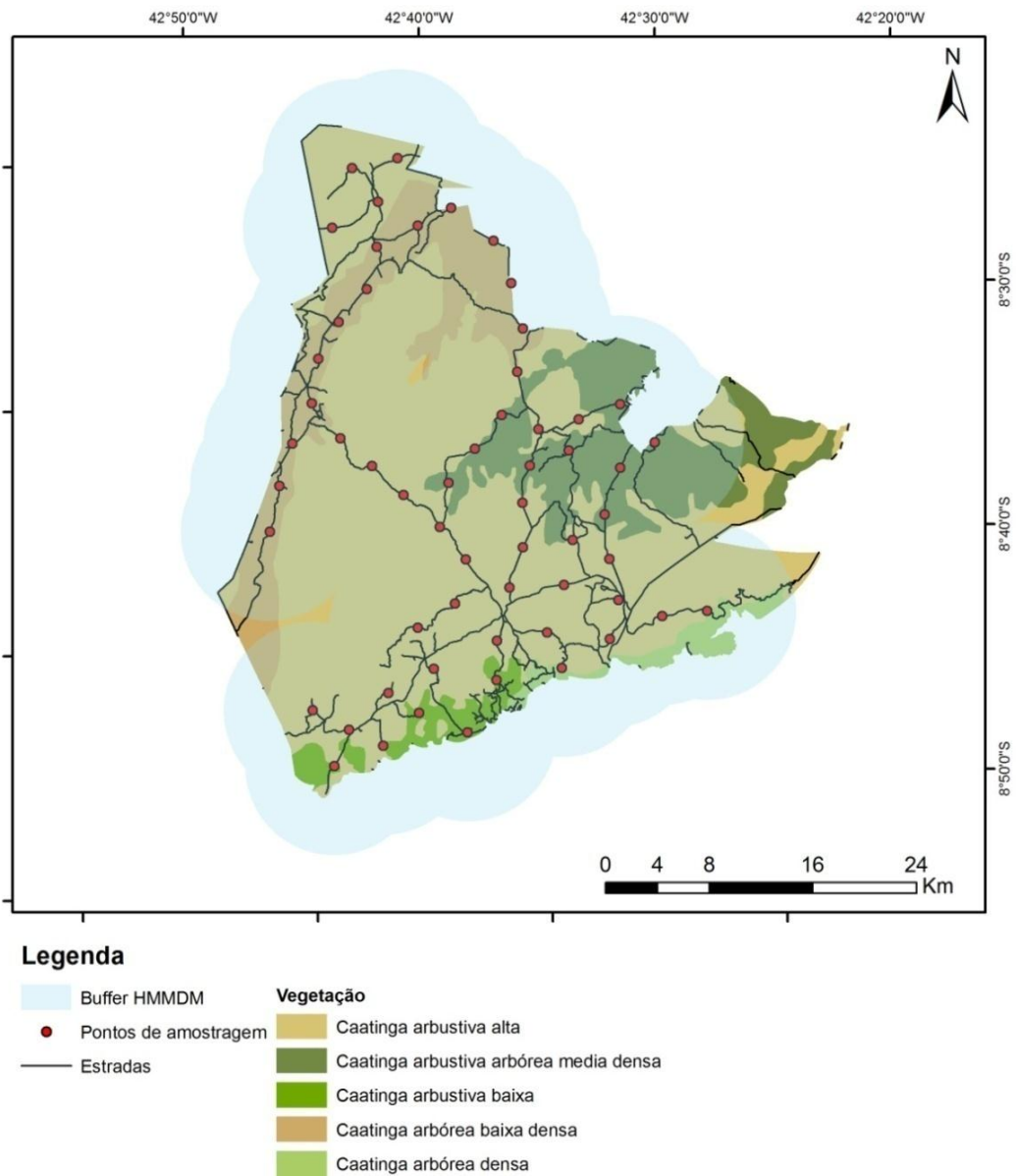
Parâmetros	(p) M	(p) F	(c) M	(c) F
Peso Médio	0,216	0,102	0,150	0,133-0,134
Erro Padrão Incondicional	0,098	0,049	0,030	0,049

### Criação da área buffer (tampão)

Com os registros dos deslocamentos das onças-pintadas na área amostrada, para cada ano foi criado um buffer HMMDM, que resultou em 8,9 km para a amostragem de 2009 e em 6,86 km para o estudo de 2010. Esses valores permitiram calcular uma área amostrada total de 2.267,30 km<sup>2</sup> para a amostragem de 2009 e 1.885,30 km<sup>2</sup> para a amostragem de 2010 (Figura 3.6 e Figura 3.7). Já no caso das onças-pardas, foi criado um buffer de 11,21 km para a amostragem de 2009 e outro de 8,42 km para a amostragem de 2010, o que resultou numa área amostrada total de 2.721,74 km<sup>2</sup> e 2.180,04 km<sup>2</sup>, respectivamente (Figura 3.8).

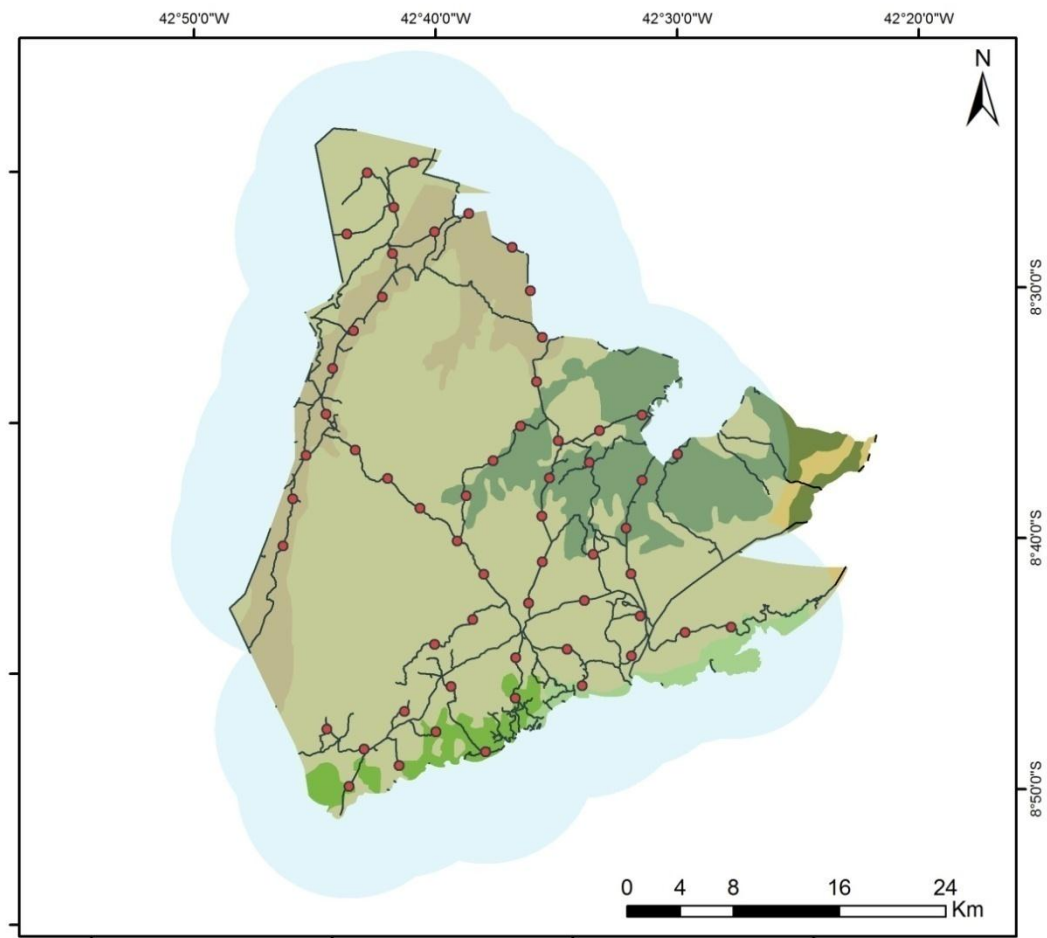


**Figura 3.6.** Disposição das armadilhas fotográficas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, na amostragem da população de onça-pintada de 2009-2010, assim como a área buffer HMMDM.



**Figura 3.7.** Disposição das armadilhas fotográficas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, na amostragem da população de onça-pintada de 2010-2011, assim como a área *buffer* HMMDM.





**Legenda**

- |   |  |
|---|--|
| <ul style="list-style-type: none"> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #ADD8E6; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Buffer HMMDM</li> <li><span style="display: inline-block; width: 10px; height: 10px; background-color: #8B0000; border-radius: 50%; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Pontos de amostragem</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; border-bottom: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Estradas</li> </ul> | <p><b>Vegetação</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #D2B48C; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Caatinga arbustiva alta</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #654321; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Caatinga arbustiva arbórea media densa</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #32CD32; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Caatinga arbustiva baixa</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #C8A2C8; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Caatinga arbórea baixa densa</li> <li><span style="display: inline-block; width: 15px; height: 10px; background-color: #90EE90; border: 1px solid black; margin-right: 5px;"></span> Caatinga arbórea densa</li> </ul> |
|---|--|

**Figura 3.8.** Disposição das armadilhas fotográficas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, na amostragem da população de onça-parda de 2010-2011, assim como a área *buffer* HMMDM.

### Valor de densidade

Assim, com a divisão da abundância pela área de amostragem foram obtidos dois cálculos da densidade, fornecidos pelo CAPTURE e pelo MARK. Para onças-pintadas, utilizando o CAPTURE este valor variou entre 0,97 ( $\pm 0,08$ ) e 1,32 ( $\pm 0,10$ ) indivíduos/100 km<sup>2</sup>, dependendo do ano. Com o MARK, o valor foi de 0,92 ( $\pm 0,05$ ) a 1,16 ( $\pm 0,05$ ) entre as amostragens de 2009 e 2010, respectivamente. Os valores de densidade obtidos foram comparados com outros da América do Sul (Tabela 3.6). Para as onças-pardas utilizando o CAPTURE o valor de densidade para 2010 foi de 1,10 ( $\pm 0,26$ ) indivíduos/100 km<sup>2</sup>. Com o MARK, o valor foi de 0,87 ( $\pm 0,06$ ) em 2010, e este valor comparado com outros estimados de densidade de onça-parda (Tabela 3.7).

**Tabela 3.6.** Diferentes valores de densidade de onça-pintada na América do Sul (Indivíduos /100 km<sup>2</sup>), utilizando modelos não espaciais e o *buffer* (área tampão) HMMDM, baseados em estudos com armadilhas-fotográficas.

Bioma	País	Densidade $\pm$ Erro Padrão (Ind/100 km <sup>2</sup> )	Referência
Amazônia	Bolívia	1,68 $\pm$ 1,04	Wallace <i>et al.</i> , 2003
Amazônia	Bolívia	2,84 $\pm$ 1,78	Silver <i>et al.</i> , 2004
Amazônia	Brasil	2,58 $\pm$ 1,04	IOP (não publicado)
Amazônia	Brasil	3,26-9,56 $\pm$ (2,37-6,88)	Negrões, 2010
Pantanal	Brasil	6,7 $\pm$ 1,06	Soisalo & Cavalcanti, 2006 (Câmeras + telemetria)
Cerrado	Brasil	2,00	Silveira, 2004
Cerrado	Brasil	0,62 $\pm$ 0,18	Sollmann <i>et al.</i> , 2011
Mata Atlântica	Brasil	2,22 $\pm$ 1,33	Cullen <i>et al.</i> , 2005
Mata Atlântica	Argentina/Brasil	1,46 $\pm$ 0,34	Paviolo <i>et al.</i> , 2008
Mata Atlântica	Argentina/Brasil	0,86 $\pm$ 0,30	Paviolo <i>et al.</i> , 2008
Mata Atlântica	Argentina	0,27	Paviolo <i>et al.</i> , 2008
Mata Atlântica	Argentina	0,20	Paviolo <i>et al.</i> , 2008
Chaco	Bolívia	3,41 $\pm$ 1,21	Maffei <i>et al.</i> , 2004
Chaco	Bolívia	5,11 $\pm$ 2,10	Silver <i>et al.</i> , 2004
Chaco	Bolívia	3,93 $\pm$ 1,30	Silver <i>et al.</i> , 2004
Caatinga	Brasil	2,67 $\pm$ 1,06	Silveira <i>et al.</i> , 2009
Caatinga	Brasil	0,97 $\pm$ 0,08	Este estudo, 2009 (CAPTURE)
Caatinga	Brasil	0,92 $\pm$ 0,05	Este estudo, 2009 (MARK)
Caatinga	Brasil	1,32 $\pm$ 0,10	Este estudo, 2010 (CAPTURE)
Caatinga	Brasil	1,16 $\pm$ 0,05	Este estudo, 2010 (MARK)

**Tabela 3.7.** Diferentes valores de densidade de onça-parda, utilizando modelos não espaciais e o *buffer* (área tampão) HMMDM, baseados em estudos com armadilhas-fotográficas.

Bioma	País	Densidade $\pm$ EP (Ind/100 km <sup>2</sup> )	Referência
Amazônia	Brasil	3,40 $\pm$ 2,04	Negrões <i>et al.</i> , 2010
Floresta úmida subtropical	Belize	2,37-4,91 $\pm$ (0,67-1,48)	Kelly <i>et al.</i> , 2008
Mata Atlântica	Argentina	0,50-0,81 $\pm$ (0,33-0,45)	Kelly <i>et al.</i> , 2008
Chaco	Bolívia	12,38-19,35 $\pm$ (4,85-6,24)	Kelly <i>et al.</i> , 2008
Caatinga	Brasil	1,10 $\pm$ 0,26	Este estudo, 2010 (CAPTURE)
Caatinga	Brasil	0,87 $\pm$ 0,06	Este estudo, 2010 (MARK)

#### *Densidades com modelos SCR (Modelos Espaciais)*

No caso das onças-pintadas, foram criados modelos considerando diferenças entre a primeira captura e recapturas (b), diferenças no sexo (s) e parâmetros constantes (.). Não foi incluída a variação temporal, devido ao curto tempo amostral. Assim, para cada ano amostral (2009 e 2010) foram feitos os seguintes modelos:

$$M0 = D(s) g0(.) \text{ sigma}(.)$$

$$Mb = D(s) g0(b) \text{ sigma} (.)$$

$$Ms = D(s) g0(s) \text{ sigma}(s)$$

$$Mbs = D(s) g0(s) \text{ sigma} (b*s)$$

Sendo que:

$$\lambda_0 = g0e \text{ sigma} = \sigma$$

Os melhores modelos foram Ms para 2009 e M0 para 2010, respectivamente (Tabela 3.8). A taxa de encontro esperada numa armadilha hipotética que esteja no centro de atividade de um indivíduo (fotografias/ocasião), para os machos, ( $g0_m$ ) variou entre 0,064 ( $\pm$  0,02) em 2009 e 0,034 ( $\pm$  0,005) em 2010. No caso das fêmeas, os valores ( $g0_f$ ) foram de 0,051 ( $\pm$  0,02) em 2009 e 0,034 ( $\pm$  0,005) em 2010. O parâmetro de movimento  $\sigma_m$  para os machos (5,877  $\pm$  0,82 km) quase dobrou em relação ao das fêmeas em 2009 (2,949  $\pm$  0,41 km). Esses valores foram constantes para ambos os sexos no modelo de 2010. Finalmente, a densidade ( $D$ ) foi praticamente a mesma para machos e fêmeas em 2009 (0,51 ind/100 km<sup>2</sup>), sendo que em 2010 a dos machos (0,62 ind/100 km<sup>2</sup>) foi o dobro da densidade das fêmeas (0,31 ind/100 km<sup>2</sup>) (Tabela 3.9).

**Tabela 3.8.** Resultado da seleção dos modelos de população fechada para a onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara nas amostragens de 2009 (definido dentro dos modelos como “1”) e 2010 (definido dentro dos modelos como “2”), utilizando o pacote *secr* dentro do programa R com intervalo de 6 dias, 22 períodos, levando em conta o sexo (s) como covariável.

Ano	Modelo	Logaritmo da verossimilhança	AIC	AICc	Delta AICc	Peso AIC
(2009)	ms1	-901,926	1815,851	1821,851	0,000	0,982
	mbs1	-900,900	1817,801	1829,801	7,950	0,018
	m01	911,977	1831,954	1834,454	12,603	0,000
	mb1	-911,965	1833,930	1837,930	16,079	0,000
(2010)	m02	-732,824	1473,649	1476,149	0,000	0,743
	mb2	-732,752	1475,503	1479,503	3,354	0,139
	ms2	-730,915	1473,830	1479,830	3,681	0,118
	mbs2	-730,116	1476,232	1488,232	12,083	0,000

**Tabela 3.9.** Resultados dos parâmetros dos modelos SCR para as estimativas populacionais de onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, correspondentes às amostragens nos anos 2009 e 2010.

Modelo	Parâmetro	Unidade	Média	EP	Limite inferior	Limite superior
<b>Ms1</b> <b>(2009)</b>	Df	Ind/100km <sup>2</sup>	0,515	0,211	0,238	1,115
	Dm	Ind/100km <sup>2</sup>	0,512	0,210	0,237	1,110
	g0f	Fot/ocasião	0,051	0,017	0,027	0,095
	g0m	Fot/ocasião	0,064	0,021	0,034	0,120
	Sigma_f	km	2,949	0,411	2,247	3,870
	Sigma_m	km	5,877	0,819	4,479	7,713
<b>M02</b> <b>(2010)</b>	Df	Ind/100km <sup>2</sup>	0,314	0,124	0,148	0,665
	Dm	Ind/100km <sup>2</sup>	0,628	0,250	0,296	1,330
	g0f	Fot/ocasião	0,034	0,005	0,025	0,046
	g0m	Fot/ocasião	0,034	0,005	0,025	0,046
	Sigma_f	km	5,574	0,410	4,827	6,437
	Sigma_m	km	5,574	0,410	4,827	6,437

Na estimativa de densidade considerando o sexo como covariável, dois indivíduos foram previamente removidos devido à impossibilidade de identificar o sexo. Repetindo o procedimento realizado como modelos de captura-recaptura não espaciais para estimar a população total (machos e fêmeas), que não precisou do sexo como covariável, estes indivíduos foram incluídos e a análise realizada novamente. No *secr* é possível juntar as duas amostragens em uma análise só, com cada amostragem tendo os seus próprios parâmetros de detecção e movimento. Nesse caso, considerando as duas amostragens juntas, o melhor modelo (mais verossimilhante) para as duas foi o modelo M0 (Tabela 3.10).

**Tabela 3.10.** Resultado dos modelos de população fechada para a onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara em 2009 e 2010, utilizando o pacote *secr* dentro do programa R, com intervalo de 6 dias, sem levar em conta o sexo (s) como covariável.

Modelo	Logaritmo da verossimilhança	AIC	AICc	Delta AICc	Peso AIC
<b>M0 (2009)</b>	-1668,367	3348,735	3351,005	0,000	0,942
<b>Mb (2009)</b>	-1668,224	3352,448	3356,563	5,558	0,059

A taxa média de encontro de um indivíduo (fotografias/ocasião) em uma câmera, ( $g_0$ ) variou entre  $0,061 \pm 0,01$  em 2009 e  $0,034 \pm 0,004$  em 2010, sendo que em 2009 o valor quase duplicou o de 2010. O valor de densidade ( $D$ ) de 2009 ( $0,780 \pm 0,176$  Ind/100km<sup>2</sup>) foi inferior ao de 2010 ( $1,038 \pm 0,234$  Ind/100km<sup>2</sup>) (Tabela 3.11).

**Tabela 3.11.** Resultados dos parâmetros dos modelos SCR para as estimativas populacionais de onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, correspondentes as amostragens nos anos 2009 e 2010, sem levar em conta o sexo (s) como covariável.

Modelo	Parâmetro	Unidade	Média	EP	Limite inferior	Limite superior
<b>M01 (2009)</b>	D	Ind/100km <sup>2</sup>	0,780	0,176	0,504	1,207
	$g_0$	Fot/ocasião	0,061	0,007	0,047	0,078
	Sigma	km	5,837	0,329	5,226	6,519
<b>M02 (2010)</b>	D	Ind/100km <sup>2</sup>	1,038	0,234	0,670	1,607
	$g_0$	Fot/ocasião	0,033	0,004	0,026	0,043
	Sigma	km	5,562	0,314	4,981	6,212

No caso das onças-pardas, para as avaliações anuais também foram construídos os mesmos modelos utilizados para as onças-pintadas (“b”, “s” e constante). Os modelos desenhados *a priori* foram comparados com o AIC (Critério de informação de Akaike), sendo que para a amostragem de 2009, o modelo mais verossimilhante foi o Modelo M01 {D(s)  $g_0$ (.) sigma(.)}, e para a amostragem de 2010 foi o Modelo Ms2 {D(s)  $g_0$ (s) sigma(s)}, que implica uma variação nos parâmetros  $g_0$  e  $\sigma$  com relação ao sexo (Tabela 3.12).

**Tabela 3.12.** Resultado da seleção dos modelos de população fechada para a onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara nas amostragens de 2009 (definido dentro dos modelos como “1”) e 2010 (definido dentro dos modelos como “2”), utilizando o pacote *secr* dentro do programa R, com intervalo de 6 dias, 22 períodos, levando em conta o sexo (s) como covariável.

Ano	Modelo	Logaritmo da verossimilhança	AIC	AICc	Delta AICc	Peso AIC
(2009)	M01	-471,962	951,924	957,638	0,000	0,779
	Mb1	-470,424	950,849	960,849	3,211	0,156
	Ms1	-466,907	945,814	962,614	4,976	0,065
	Mbs1	-465,839	947,678	995,678	38,040	0,000
(2010)	Ms2	-376,620	765,240	772,877	0,000	0,957
	M02	-384,309	776,618	779,695	6,818	0,035
	Mb2	-383,367	776,737	781,737	8,860	0,011
	Mbs2	-375,975	767,950	783,950	11,073	0,000

Devido à seleção do modelo M0 como o melhor estimador para a amostragem de 2009, não houve diferenças por sexo para os três parâmetros neste ano. Para a amostragem de 2010, de acordo com o modelo selecionado (Ms), e semelhante aos resultados com as onças-pintadas, ataxa média de encontro em uma câmara para os machos ( $g0m = 0,015 \pm 0,005$ ) foi bastante similar as das fêmeas ( $g0f = 0,013 \pm 0,004$ ). Ao considerar o  $\sigma$  para as fêmeas ( $5,743 \pm 0,779$  km), o seu valor foi a metade do registrado para os machos ( $11,385 \pm 1,545$  km). Finalmente, a densidade ( $D$ ) de fêmeas ( $0,650 \pm 0,216$  Ind/100km<sup>2</sup>) praticamente triplicou em relação ao valor registrado para os machos ( $0,190 \pm 0,062$  Ind/100km<sup>2</sup>) (Tabela 3.13).

**Tabela 3.13.** Resultados dos parâmetros do modelo SCR para as estimativas populacionais de onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, correspondente as amostragens no ano 2009 e 2010.

Modelo	Parâmetro	Unidade	Média	EP	Limite inferior	Limite superior
<b>M01</b> <b>(2009)</b>	Df	Ind/100km <sup>2</sup>	0,296	0,132	0,128	0,683
	Dm	Ind/100km <sup>2</sup>	0,296	0,132	0,128	0,683
	g0f	Fot/ocasião	0,016	0,005	0,009	0,028
	g0m	Fot/ocasião	0,016	0,005	0,009	0,028
	Sigma_f	km	6,052	0,846	4,608	7,950
	Sigma_m	km	6,052	0,846	4,608	7,950
<b>Ms2</b> <b>(2010)</b>	Df	Ind/100km <sup>2</sup>	0,650	0,216	0,345	1,225
	Dm	Ind/100km <sup>2</sup>	0,190	0,630	0,101	0,357
	g0f	Fot/ocasião	0,013	0,004	0,007	0,025
	g0m	Fot/ocasião	0,015	0,005	0,008	0,029
	Sigma_f	km	5,743	0,779	4,407	7,484
	Sigma_m	km	11,385	1,5451	8,736	14,836

Quando a covariável “sexo” foi excluída, os modelos foram avaliados novamente para ambos os anos, sendo que o modelo mais verossimilhante segundo o Critério de Informação de Akaike foi o modelo que não considerava variação nos parâmetros (ou que os considerava de valor constante), o modelo M0. O segundo modelo classificado foi o modelo comportamental Mb (Tabela 3.14).

**Tabela 3.14.** Resultado dos modelos de população fechada para a onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara em 2009 e 2010, utilizando o pacote *secr* dentro do programa R, com intervalo de 6 dias, sem levar em conta o sexo (s) como covariável.

Modelo	Logaritmo da verossimilhança	AIC	AICc	Delta AICc	Peso AIC
<b>M0 (2009)</b>	-831,8302	1675,660	1679,312	0,000	0,755
<b>Mb (2009)</b>	-829,3525	1674,705	1681,562	2,250	0,245

Os resultados decorrentes da modelagem sem incluir a covariável sexo mostram que em 2009 a taxa média de encontro em uma câmera ( $g_0$ ) foi quase o dobro do valor registrado em 2010 ( $0,017 \pm 0,005$  e  $0,010 \pm 0,003$ , respectivamente). Pelo contrário, o efeito  $\sigma$  em 2009 ( $6,052 \pm 0,084$  km) foi menor que o de 2010 ( $9,009 \pm 1,259$  km). Finalmente, o valor de densidade ( $D$ ) em 2009 foi inferior ao de 2010, sendo que o valor de 2009 quase equiparava a soma dos valores para cada sexo em tal ano. No caso de 2010, o valor de densidade sem considerar sexo foi levemente inferior que quando foi separado por sexo (Tabela 3.15).

**Tabela 3.15.** Resultados dos parâmetros do modelo SCR para as estimativas populacionais de onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, correspondente as amostragem no ano 2010, sem levar em conta o sexo (s) como covariável.

Modelo	Parâmetro	Unidade	Média	EP	Limite inferior	Limite superior
<b>M01 (2009)</b>	D	Ind/100km <sup>2</sup>	0,593	0,190	0,320	1,096
	$g_0$	Fot/ocasião	0,016	0,005	0,009	0,028
	Sigma	km	6,052	0,084	4,608	7,950
<b>M02 (2010)</b>	D	Ind/100km <sup>2</sup>	0,697	0,224	0,376	1,289
	$g_0$	Fot/ocasião	0,010	0,003	0,005	0,017
	Sigma	km	9,010	1,260	6,859	11,835

### *Sobrevivência de onças-pintadas e onças-pardas*

Com os dados de 2007, 2009 e 2010 foram construídas duas matrizes de populações abertas para as onças-pardas e pintadas, considerando os registros anuais e mensais para cada indivíduo. Devido à restrição da área de amostragem (para equiparar os novos dados ao esforço amostral de 2007), alguns indivíduos registrados em 2009 e 2010 não foram considerados nas análises e, no caso das onças-pintadas, esta análise foi realizada com o histórico de capturas de 28 indivíduos (15 machos e 13 fêmeas). No caso das onças-pardas, foram considerados os registros de 25 indivíduos identificados, 15 machos e 10 fêmeas.

Como a amostragem não incluiu o ano de 2008, ao realizar a contagem de estações considerando períodos de um ano, a modelagem incluiu aquele ano como um intervalo no qual não houve coleta de dados. Ao dividir a amostragem em períodos mensais, houve 23 períodos sem amostrar entre o final da amostragem de 2007 (Outubro 2007) e o início de amostragem de 2009 (Setembro 2009). Adicionalmente, houve outros 7 períodos sem amostrar entre o final da amostragem de 2009 (Janeiro 2010) e o início da amostragem de 2010 (Setembro 2010). Todos estes períodos sem amostrar foram incorporados na modelagem no MARK.

Para as onças-pintadas, ao dividir-se a amostragem em períodos mensais, nenhum dos modelos obteve um Peso AICc  $\geq 0,900$  (Tabela 3.16). Com o fim de calcular os valores dos parâmetros, procedeu-se a realizar uma Média de Modelos, considerando os dados até a terceira casa decimal. Ao fazer um cálculo da importância relativa das covariáveis como preditoras do modelo, o sexo teve um peso de 100% frente a 0% do tempo. De acordo com a Média de Modelos, as probabilidades de sobrevivência para machos e fêmeas foram praticamente às mesmas, sendo que havia variação por sexos na taxa de captura (Tabela 3.17), um resultado similar ao predito pelo modelo mais verossímilante  $\{\Phi(\cdot) p(g)\}$  (Tabela 3.16).



**Tabela 3.16.** Resultado dos modelos de população aberta para a onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 mês, 15 períodos, levando em conta o sexo (g) e tempo (t) como covariáveis ( $\hat{c} = 1,2353$ ).

Modelo	QAICc	Delta QAICc	Pesos QAICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par	Qdesviância
Phi(.) p(g)	228,728	0,000	0,714	1,000	3	178,199
Phi(g) p(g)	230,560	1,832	0,286	0,400	4	177,901
Phi(g) p(.)	248,893	20,165	0,000	0,000	3	198,364
Phi(.) p(.)	249,179	20,451	0,000	0,000	2	200,747
Phi(t) p(g)	249,476	20,747	0,000	0,000	16	168,282
Phi(t) p(.)	267,260	38,533	0,000	0,000	15	188,675
Phi(.) p(t)	272,024	43,296	0,000	0,000	15	193,439
Phi(g) p(t)	272,385	43,656	0,000	0,000	16	191,190
Phi(.) p(g*t)	281,383	52,654	0,000	0,000	29	161,470
Phi(g) p(g*t)	284,468	55,740	0,000	0,000	30	161,151
Phi(g*t) p(g)	287,761	59,033	0,000	0,000	30	164,445
Phi(t) p(t)	295,963	67,235	0,000	0,000	27	182,656
Phi(g*t) p(.)	299,089	70,361	0,000	0,000	29	179,176
Phi(t) p(g*t)	317,596	88,868	0,000	0,000	41	151,673
Phi(g*t) p(t)	339,132	110,403	0,000	0,000	41	173,209
Phi(g*t) p(g*t)	381,708	152,980	0,000	0,000	54	149,101

**Tabela 3.17.** Resultado da Média dos Modelos para calcular as probabilidades de Sobrevivência (Phi) e captura (p) de onças-pintadas machos (M) e fêmeas (F) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 mês, 15 períodos.

Parâmetros	(Phi) M	(Phi) F	(p) M	(p) F
Peso Médio	0,986	0,984	0,707	0,279
Erro Padrão Incondicional	0,006	0,010	0,047	0,067

Como nenhum dos modelos para as onças-pintadas, considerando-se períodos de um ano, obteve um Peso AICc  $\geq 0,900$  (Tabela 3.18) decidiu-se a realizar a mesma Média de Modelos, considerando os dados até a terceira casa decimal. Ao fazer um cálculo da importância relativa das covariáveis como preditoras do modelo, o sexo teve um peso de 27,9% frente a 45% do tempo. Como o parâmetro tempo “t” foi incluído dentro dos modelos mais verossimilhantes, ao realizar a Média de Modelos foram geradas duas estimativas para sobrevivência e recaptura. De acordo com o resultado da Média de Modelos, as probabilidades de sobrevivência e recaptura para machos e fêmeas variaram entre os dois períodos (2007-2009 e 2009-2010), sendo que no valor estimado de sobrevivência e recaptura para o segundo período houve uma grande variação no Erro Padrão Incondicional em relação ao valor estimado (Tabela 3.19).

**Tabela 3.18.** Resultado dos modelos de população aberta para a onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 ano, 3 períodos, levando em conta o sexo (g) como covariável ( $\hat{c} = 1,9901$ ).

Modelo	QAICc	Delta QAICc	Pesos QAICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par	Qdesviância
Phi(.) p(.)	24,575	0,000	0,268	1,000	2	4,767
Phi(.) p(t)	25,823	1,248	0,144	0,536	3	3,571
Phi(t) p(.)	25,823	1,248	0,144	0,536	3	3,571
Phi(g) p(.)	26,114	1,539	0,124	0,463	3	3,863
Phi(.) p(g)	26,467	1,892	0,104	0,388	3	4,215
Phi(g) p(t)	27,499	2,924	0,062	0,233	4	2,623
Phi(t) p(g)	28,269	3,694	0,042	0,158	4	3,393
Phi(t) p(t)	28,447	3,872	0,039	0,144	4	3,571
Phi(g) p(g)	28,730	4,155	0,034	0,125	4	3,854
Phi(g*t) p(.)	30,304	5,729	0,015	0,057	5	2,602
Phi(.) p(g*t)	30,951	6,376	0,011	0,041	5	3,249
Phi(g) p(g*t)	33,357	8,781	0,003	0,012	6	2,602
Phi(g*t) p(g)	33,357	8,781	0,003	0,012	6	2,602
Phi(g*t) p(t)	33,357	8,781	0,003	0,012	6	2,602
Phi(t) p(g*t)	34,003	9,428	0,002	0,009	6	3,249
Phi(g*t) p(g*t)	40,257	15,682	0,000	0,000	8	2,602

**Tabela 3.19.** Resultado da Média dos Modelos (Peso Médio e Erro Padrão Incondicional), para calcular as probabilidades de Sobrevivência (Phi) e captura (p) de onças-pintadas machos (M) e fêmeas (F) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2010, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 ano, 3 períodos. Devido à grande variação no Erro Padrão Incondicional da segunda média (2009-2010), são apresentados os resultados completos.

Parâmetros	(Phi) M	(Phi) F	(p) M	(p) F
Peso Médio	0,863	0,818	0,981	0,950
EP Incondicional	0,132	0,162	0,160	0,246
Peso Médio	0,822	0,777	0,927	0,893
EP Incondicional	165,781	166,034	165,793	166,036

Para as onças-pardas considerando períodos de um mês, como nenhum dos modelos obteve um Peso AICc  $\geq 0,900$  (Tabela 3.20) procedeu-se a realizar a mesma Média de Modelos, considerando os dados até a terceira casa decimal. Ao fazer um cálculo da importância relativa das covariáveis como preditoras do modelo, o sexo teve um peso de 77,9% frente a 0,3% do tempo. De acordo com a Média de Modelos, as probabilidades de Sobrevivência para machos e fêmeas eram praticamente as mesmas, sendo que havia variação por sexos na taxa de captura (Tabela 3.21), um resultado semelhante ao predito pelo modelo mais verossimilhante {Phi (.) p (g)}.

**Tabela 3.20.** Resultado dos modelos de população aberta para a Onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 mês, 15 períodos, levando em conta o sexo (g) como covariável ( $c\text{-hat} = 1,1383$ ).

Modelo	QAICc	Delta QAICc	Pesos QAICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par	Qdesviância
Phi(.) p(g)	153,115	0,000	0,514	1,000	3	119,630
Phi(.) p(.)	154,815	1,701	0,220	0,427	2	123,518
Phi(g) p(g)	155,368	2,253	0,167	0,324	4	119,628
Phi(g) p(.)	156,448	3,334	0,097	0,189	3	122,964
Phi(t) p(.)	164,059	10,944	0,002	0,004	15	97,887
Phi(t) p(g)	166,666	13,551	0,001	0,001	16	97,089
Phi(.) p(t)	177,553	24,438	0,000	0,000	15	111,381
Phi(g) p(t)	180,687	27,573	0,000	0,000	16	111,111
Phi(t) p(t)	208,776	55,661	0,000	0,000	27	90,783
Phi(g*t) p(.)	221,963	68,848	0,000	0,000	29	92,232
Phi(g*t) p(g)	227,475	74,360	0,000	0,000	30	91,412
Phi(.) p(g*t)	228,990	75,875	0,000	0,000	29	99,259
Phi(g) p(g*t)	235,232	82,118	0,000	0,000	30	99,170
Phi(t) p(g*t)	291,295	138,181	0,000	0,000	39	78,594
Phi(g*t) p(t)	321,812	168,697	0,000	0,000	41	85,141
Phi(g*t) p(g*t)	633,530	480,415	0,000	0,000	54	74,129

**Tabela 3.21.** Resultado da Média dos Modelos, para calcular as probabilidades de Sobrevivência (Phi) e captura (p) de onças-pardas machos (M) e fêmeas (F) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 mês, 15 períodos.

Parâmetros	(Phi) M	(Phi) F	(p) M	(p) F
Peso Médio	0,952	0,949	0,587	0,393
Erro Padrão Incondicional	0,016	0,026	0,088	0,138

Finalmente, para as onças-pardas, considerando períodos de um ano, como nenhum dos modelos obteve um Peso AICc  $\geq 0,900$  (Tabela 3.22), procedeu-se a realizar a mesma Média de Modelos, considerando os dados até a terceira casa decimal. Ao fazer um cálculo da importância relativa das covariáveis como preditoras do modelo, o sexo teve um peso de 25,1% frente a 83% do tempo. Igualmente aos resultados com as onças-pintadas, devido ao parâmetro tempo “t” estar dentro dos modelos mais verossimilhantes, houve duas estimativas de parâmetros na Média de Modelos. Para qualquer dos dois casos, os valores de Sobrevivência e captura foram semelhantes para ambos os sexos, dentro do mesmo ano. Entre anos, os valores dos parâmetros em 2009 foram maiores (Tabela 3.23).

**Tabela 3.22.** Resultado dos modelos de população aberta para a Onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 ano, 3 períodos, levando em conta o sexo (g) como covariável ( $\hat{c} = 0,7613$ ).

Modelo	QAICc	Delta QAICc	Pesos QAICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par	Qdesviância
Phi(.) p(t)	42,681	0,000	0,217	1,000	3	4,674
Phi(t) p(.)	42,681	0,000	0,217	1,000	3	4,674
Phi(t) p(t)	42,681	0,000	0,217	1,000	3	4,674
Phi(.) p(.)	44,227	1,547	0,100	0,461	2	9,015
Phi(g) p(t)	45,012	2,332	0,068	0,312	4	3,839
Phi(t) p(g)	45,847	3,167	0,045	0,205	4	4,674
Phi(.) p(g)	46,513	3,832	0,032	0,147	3	8,506
Phi(g) p(.)	47,019	4,339	0,025	0,114	3	9,013
Phi(g*t) p(.)	47,317	4,637	0,021	0,099	5	2,525
Phi(g*t) p(t)	47,317	4,637	0,021	0,099	5	2,525
Phi(g) p(g)	48,562	5,881	0,012	0,053	4	7,389
Phi(.) p(g*t)	48,992	6,311	0,009	0,043	5	4,200
Phi(t) p(g*t)	48,992	6,311	0,009	0,043	5	4,200
Phi(g) p(g*t)	51,493	8,813	0,003	0,012	6	2,525
Phi(g*t) p(g)	51,493	8,813	0,003	0,012	6	2,525
Phi(g*t) p(g*t)	51,493	8,813	0,003	0,012	6	2,525

**Tabela 3.23.** Resultado da Média dos Modelos (Peso Médio e Erro Padrão Incondicional), para calcular as probabilidades de Sobrevivência (Phi) e captura (p) de onças-pardas machos (M) e fêmeas (F) no Parque Nacional Serra da Capivara em 2007-2011, utilizando o programa MARK, com intervalo de 1 ano, 3 períodos. Devido a grande variação no Erro Padrão Incondicional da segunda média, os resultados completos são apresentados.

Parâmetros	(Phi) M	(Phi) F	(p) M	(p) F
Peso Médio	0,735	0,772	0,958	0,943
EP Incondicional	0,116	0,153	0,168	0,181
Peso Médio	0,598	0,609	0,704	0,683
EP Incondicional	294,143	294,143	294,143	294,143

### Área de Vida Mínima

Por meio das armadilhas-fotográficas, foi possível estabelecer uma Área de Vida Mínima para as onças-pintadas registradas em mais de 2 armadilhas diferentes, utilizando o método do Polígono Mínimo Convexo (White & Garrot, 1990). Assim, foi possível identificar a área de vida mínima de quinze machos e oito fêmeas, a qual variou entre 3,59 e 140,43 km<sup>2</sup> para fêmeas e entre 5,67 e 390,86 km<sup>2</sup> para machos. O valor médio das máximas distâncias percorridas foi de 20,69 km nos machos e 12,30 nas fêmeas, respectivamente (Tabela

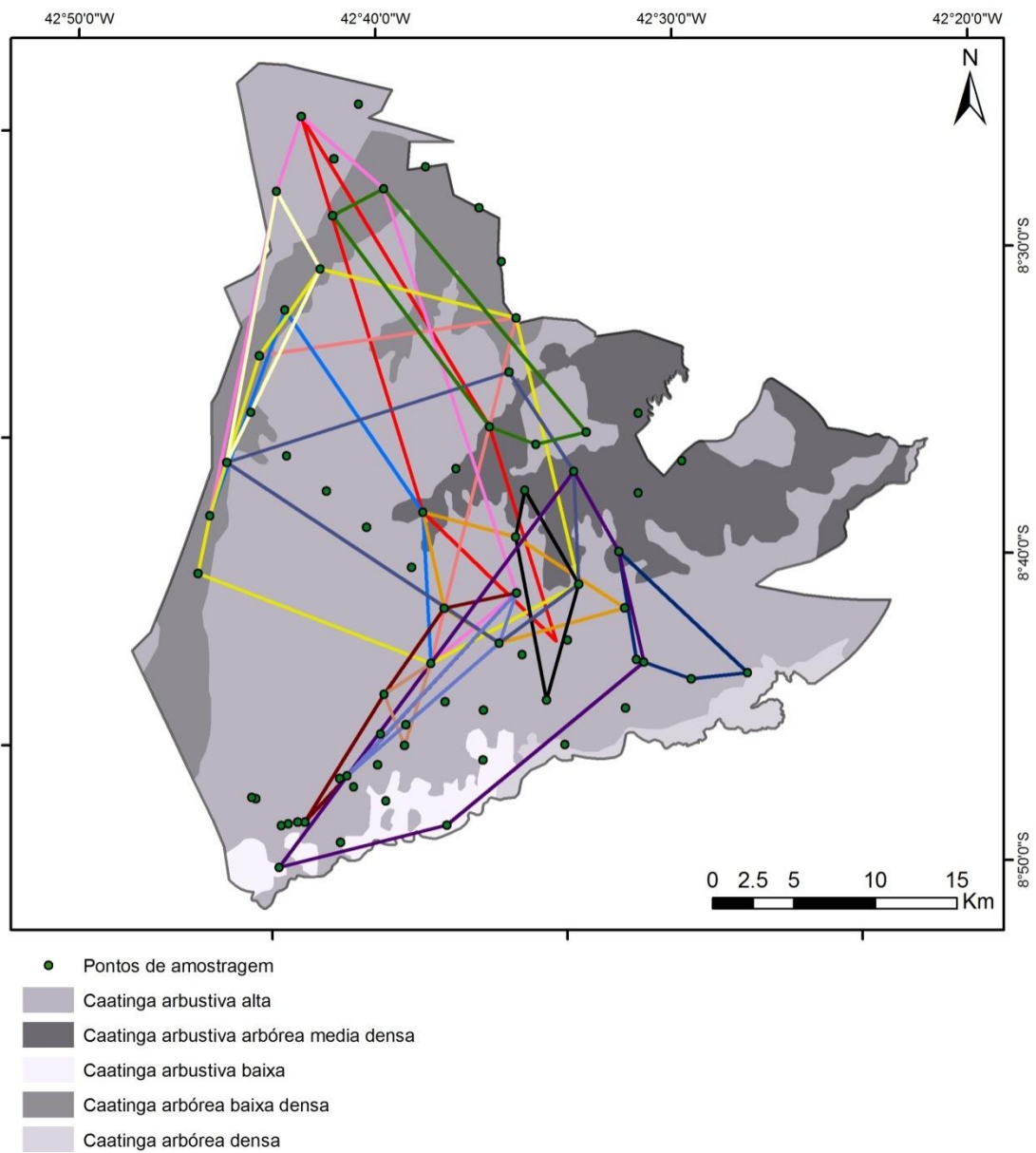
3.24). Ao assumir as áreas de vida de outros estudos como circulares, fazer uma média delas para machos e fêmeas e comparar os valores médios das máximas distâncias percorridas com os dados do PNSC, encontrou-se que o valor registrado neste estudo é o maior até o momento (Tabela 3.25). Neste estudo, sem considerar o sexo, o valor médio da área de vida mínima foi de  $99,21 \pm 116,89 \text{ km}^2$ . Graficamente, é possível perceber que a área de vida das fêmeas está concentrada na sua maior parte na região sul do Parque (Figura 3.9 e Figura 3.10).

**Tabela 3.24.** Caracterização dos indivíduos de onça-pintada, sexo, quantidade de pontos com registro, Área de Vida Mínima e máxima distância percorrida a partir de armadilha fotográfica e no Parque Nacional Serra da Capivara,PI.

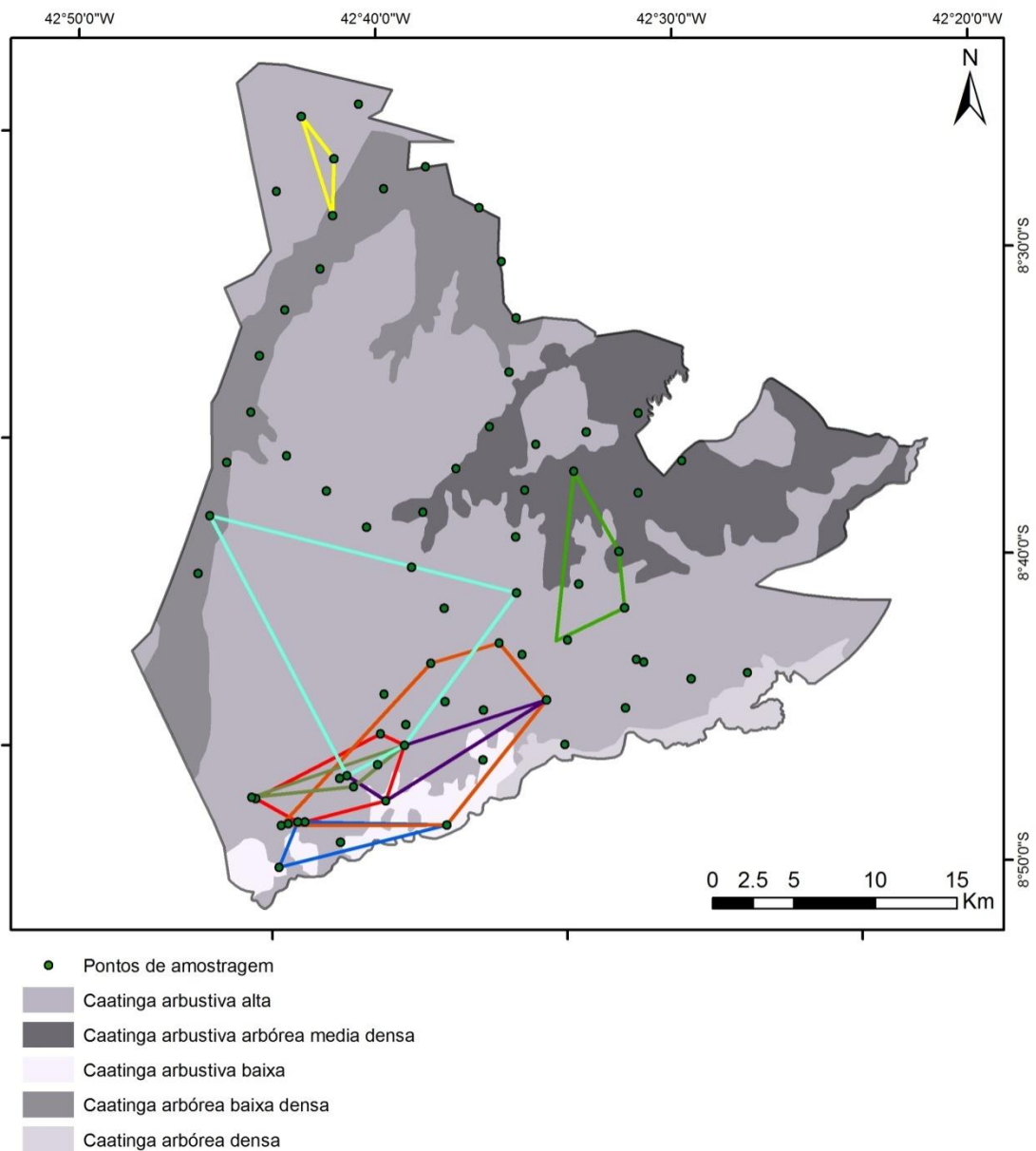
<b>Código</b>	<b>Sexo</b>	<b>Número de pontos</b>	<b>Área de vida mínima (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Máxima distância percorrida (km)</b>
Onca001	Macho	6	107,26	35,61
Onca002	Macho	13	390,86	25,08
Onca005	Macho	6	73,81	20,65
Onca009	Macho	13	200,51	30,11
Onca015	Macho	7	269,24	25,07
Onca017	Macho	9	170,47	23,31
Onca018	Macho	7	52,06	13,91
Onca019	Macho	11	376,08	34,12
Onca020	Macho	5	23,08	12,75
Onca021	Macho	13	195,37	23,25
Onca028	Macho	4	29,64	16,67
Onca025	Macho	4	25,04	10,93
Onca030	Macho	5	26,67	19,09
OncaX28	Macho	3	5,67	4,55
OncaX50	Macho	3	10,18	15,25
Onca003	Fêmea	4	18,33	13,25
Onca010	Fêmea	8	25,19	9,81
Onca022	Fêmea	4	24,76	10,33
Onca024	Fêmea	3	12,84	10,78
Onca027	Fêmea	5	93,94	18,19
Onca029	Fêmea	3	3,59	6,30
OncaX33	Fêmea	4	6,92	10,00
OncaX51	Fêmea	4	140,43	19,74

**Tabela 3.25.** Comparação do valor médio para machos e fêmeas da máxima distância percorrida pela onça-pintada (em km) em diferentes estudos no Brasil e América Latina.

<b>Localidade</b>	<b>Machos</b>	<b>Fêmeas</b>	<b>Referência</b>
<b>Brasil</b>			
Pantanal	11,68	8,54	Astete <i>et al.</i> , 2008; Cavalcanti & Gese, 2009
Cerrado	18,37	17,04	Astete <i>et al.</i> , 2008
Floresta Atlântica	12,77	10,58	Astete <i>et al.</i> , 2008
<b>Outros países América Latina</b>			
Floresta semi-caducifólia, México	6,85	7,61	Ceballos <i>et al.</i> , 2002
Llanos, Venezuela	11,26	9,13	Scognamillo <i>et al.</i> , 2003
Floresta úmida tropical, Belice	6,52	3,62	Rabinowitz & Nottingham, 1986
<b>Este estudo</b>	<b>20,69</b>	<b>12,3</b>	



**Figura 3.9.** Áreas de Vida Mínimas das onças-pintadas machos no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, obtidas por meio de registros fotográficos entre 2009 e 2011.



**Figura 3.10.** Áreas de Vida Mínimas das onças-pintadas fêmeas no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, obtidas por meio de registros fotográficos entre 2009 e 2011.

Para calcular a sobreposição de área de vida entre onças-pintadas machos foram realizados 58 pares de interações, nas quais foi encontrada uma sobreposição de área média de 44,96 km<sup>2</sup>, o que corresponde a uma porcentagem de sobreposição que variou entre 28-30%. Em 18 dos 58 pares de interações (31%) foram registradas sobreposições nas áreas de vida maiores que 60% (Tabela 3.26).



**Tabela 3.26.** Área de sobreposição (km<sup>2</sup>) entre as áreas de vida mínima de onças-pintadas machos no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, entre 2009 e 2010.

Indivíduo 1	Indivíduo 2	Área de sobreposição (km <sup>2</sup> )	% Indivíduo 1	% Indivíduo 2
Onça 1	Onça 15	52,61	49,20	19,55
Onça 1	Onça 18	17,68	16,54	33,99
Onça 1	Onça 19	82,34	77,01	21,92
Onça 1	Onça 2	89,70	83,89	22,97
Onça 1	Onça 20	5,03	4,70	21,81
Onça 1	Onça 21	61,28	57,31	31,39
Onça 1	Onça 30	0,06	0,06	0,24
Onça 1	Onça 5	12,19	11,40	16,53
Onça 1	Onça 9	8,64	8,08	4,31
Onça 1	Onça X50	0,04	0,04	0,41
Onça 15	Onça 17	166,96	62,06	98,02
Onça 15	Onça 18	7,29	2,71	14,02
Onça 15	Onça 19	244,68	90,95	65,13
Onça 15	Onça 2	269,03	100,00	68,89
Onça 15	Onça 21	111,47	41,43	57,11
Onça 15	Onça 28	3,86	1,43	13,02
Onça 15	Onça 30	2,32	0,86	8,68
Onça 15	Onça 5	18,25	6,78	24,75
Onça 15	Onça 9	0,00	0,00	0,00
Onça 17	Onça 19	170,33	100,00	45,34
Onça 17	Onça 2	170,14	99,89	43,57
Onça 17	Onça 21	58,71	34,47	30,08
Onça 17	Onça 28	3,36	1,98	11,36
Onça 17	Onça 30	1,25	0,73	4,67
Onça 17	Onça 9	0,00	0,00	0,00
Onça 18	Onça 19	24,93	47,92	6,63
Onça 18	Onça 2	39,85	76,61	10,20
Onça 18	Onça 20	12,89	24,79	55,90
Onça 18	Onça 21	42,63	81,95	21,84
Onça 18	Onça 30	4,22	8,12	15,82
Onça 18	Onça 9	30,69	59,01	15,33
Onça 18	Onça X50	2,15	4,13	21,09
Onça 19	Onça 2	300,55	80,00	76,96
Onça 19	Onça 21	123,05	32,75	63,04
Onça 19	Onça 28	29,63	7,89	100,00
Onça 19	Onça 30	9,45	2,52	35,41
Onça 19	Onça 5	19,59	5,22	26,57
Onça 19	Onça 9	6,38	1,70	3,19
Onça 2	Onça 20	13,90	3,56	60,28
Onça 2	Onça 21	185,61	47,53	95,09

Onça 2	Onça 28	6,81	1,74	22,99
Onça 2	Onça 30	11,32	2,90	42,41
Onça 2	Onça 5	39,33	10,07	53,34
Onça 2	Onça 9	28,61	7,33	14,29
Onça 2	Onça X50	1,65	0,42	16,16
Onça 20	Onça 21	14,81	64,24	7,59
Onça 20	Onça 9	20,74	89,93	10,36
Onça 21	Onça 30	4,10	2,10	15,37
Onça 21	Onça 5	12,54	6,43	17,01
Onça 21	Onça 9	32,44	16,62	16,20
Onça 21	Onça X50	2,13	1,09	20,93
Onça 25	Onça 9	1,41	5,66	0,71
Onça 30	Onça 9	10,91	40,90	5,45
Onça 30	Onça X28	4,25	15,92	74,87
Onça 30	Onça X50	0,02	0,07	0,18
Onça 9	Onça X28	3,37	1,68	59,31
Onça 9	Onça X50	10,18	5,09	100,00
Onça X28	Onça X50	0,91	16,01	8,92

No caso das onças-pintadas fêmeas, para calcular a sobreposição de área de vida mínima entre elas foram realizadas 10 pares de interações, nas quais foi encontrada uma sobreposição de média de 7,87 km<sup>2</sup>, o que corresponde a uma porcentagem de sobreposição que variou entre 22-35%. Em 4 dos 10 pares de interações (40%) foram registradas sobreposições nas áreas de vida maiores que 60% (Tabela 3.27).

**Tabela 3.27.** Área de sobreposição (km<sup>2</sup>) entre as áreas de vida mínima de onças-pintadas fêmeas no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, entre 2009 e 2010.

Indivíduo 1	Indivíduo 2	Área de sobreposição		
		(km <sup>2</sup> )	% Indivíduo 1	% Indivíduo 2
Onça 10	Onça 27	18,62	73,99	19,84
Onça 10	Onça 3	4,94	19,62	26,96
Onça 10	Onça X33	6,87	27,29	99,13
Onça 10	Onça X51	4,63	18,40	3,30
Onça 24	Onça 27	0,95	7,38	1,01
Onça 27	Onça 3	18,32	19,52	100,00
Onça 27	Onça X33	4,72	5,03	68,09
Onça 27	Onça X51	16,93	18,04	12,06
Onça 3	Onça X33	1,42	7,73	20,45
Onça X33	Onça X51	1,28	18,52	0,91

Finalmente, a sobreposição entre indivíduos machos e fêmeas foi calculada com 31 pares de interações, nas quais foi encontrada uma sobreposição média de 18,09 km<sup>2</sup>, o que corresponde a uma porcentagem de sobreposição de 33% da área de vida mínima das fêmeas com a área de vida mínima dos machos e 23% de sobreposição da área de vida mínima dos machos com as das fêmeas (Tabela 3.28).

No caso das onças-pardas, foi possível identificar a área de vida mínima de quatro machos e quatro fêmeas, a qual variou entre 4,73 e 164,84 km<sup>2</sup> para fêmeas e entre 6,42 e 459,35 km<sup>2</sup> para machos. O valor médio das máximas distâncias percorridas foi de 25,83 km nos machos e 18,16 km nas fêmeas, respectivamente (Tabela 3.29). Ao assumir as áreas de vida de outros estudos como circulares, fazer uma média delas para machos e fêmeas e comparar os valores médios das máximas distâncias percorridas com os dados do PNSC, encontrou-se que o valor registrado neste estudo é o maior até o momento (Tabela 3.30). Neste estudo, sem considerar o sexo, o valor médio da área de vida foi de 144,74 ± 169,48 km<sup>2</sup>. Graficamente, é possível perceber que a área de vida das fêmeas está concentrada na sua maior parte na região sul do Parque (Figura 3.11 e Figura 3.12).

**Tabela 3.28.** Área de sobreposição (km<sup>2</sup>) entre as áreas de vida mínima de onças-pintadas fêmeas e machos no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, entre 2009 e 2010. % Indivíduo fêmea= Porcentagem de sobreposição da área de vida mínima da fêmea com a do macho. % Indivíduo macho= Porcentagem de sobreposição da área de vida mínima do macho com a da fêmea.

Indivíduo fêmea	Indivíduo macho	Área de sobreposição (km <sup>2</sup> )	% Indivíduo fêmea	% Indivíduo macho
Onça 10	Onça 30	3,76	14,95	14,10
Onça 10	Onça 9	12,40	49,27	6,19
Onça 10	Onça X50	0,63	2,52	6,23
Onça 22	Onça 18	7,16	28,94	13,76
Onça 22	Onça 2	1,82	7,34	0,47
Onça 22	Onça 20	3,20	12,92	13,86
Onça 22	Onça 21	3,93	15,88	2,01
Onça 22	Onça 9	24,74	100,00	12,35
Onça 24	Onça 9	11,58	90,21	5,78
Onça 27	Onça 30	9,79	10,43	36,68
Onça 27	rOnça 9	85,08	90,65	42,49
Onça 27	Onça X28	4,11	4,38	72,37
Onça 27	Onça X50	6,70	7,14	65,82
Onça 29	Onça 1	2,91	80,94	2,72
Onça 29	Onça 19	3,59	100,00	0,96
Onça 3	Onça 30	0,00	0,00	0,00
Onça 3	Onça 9	18,32	100,00	9,15

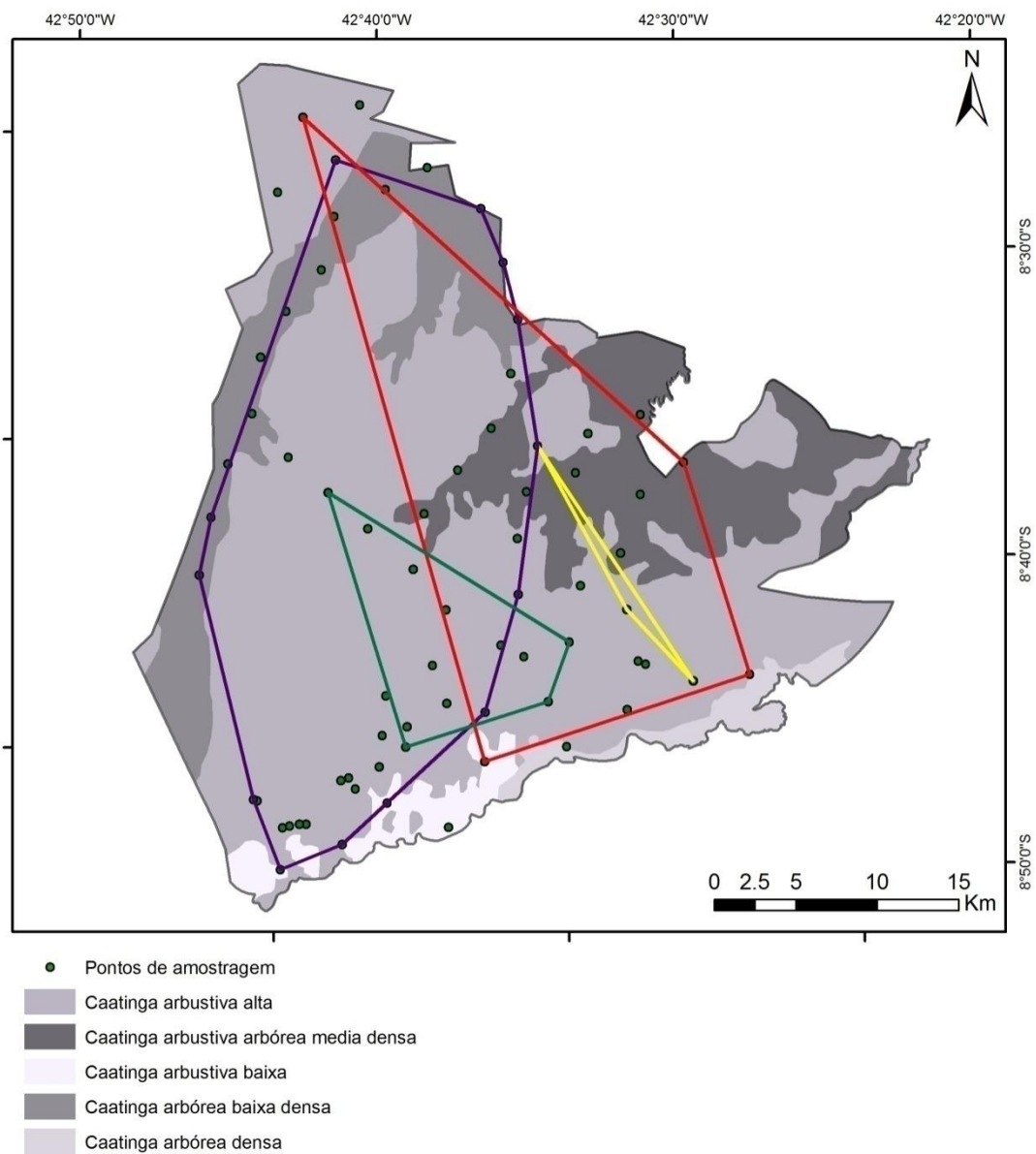
Onça X33	Onça 30	1,31	18,86	4,90
Onça X33	Onça 9	2,85	41,19	1,43
Onça X33	Onça X50	0,12	1,76	1,20
Onça X51	Onça 1	0,17	0,12	0,16
Onça X51	Onça 15	63,34	45,10	23,54
Onça X51	Onça 17	58,74	41,83	34,49
Onça X51	Onça 18	9,86	7,02	18,95
Onça X51	Onça 19	74,51	53,06	19,83
Onça X51	Onça 2	77,10	54,90	19,74
Onça X51	Onça 21	13,97	9,95	7,16
Onça X51	Onça 30	25,15	17,91	94,26
Onça X51	Onça 9	21,82	15,54	10,90
Onça X51	Onça X28	5,68	4,04	100,00
Onça X51	Onça X50	6,46	4,60	63,46

**Tabela 3.29.** Caracterização dos indivíduos de onça-parda, sexo, quantidade de pontos com registro, Área de Vida Mínima e máxima distância percorrida a partir de armadilha fotográfica e no Parque Nacional Serra da Capivara, PI.

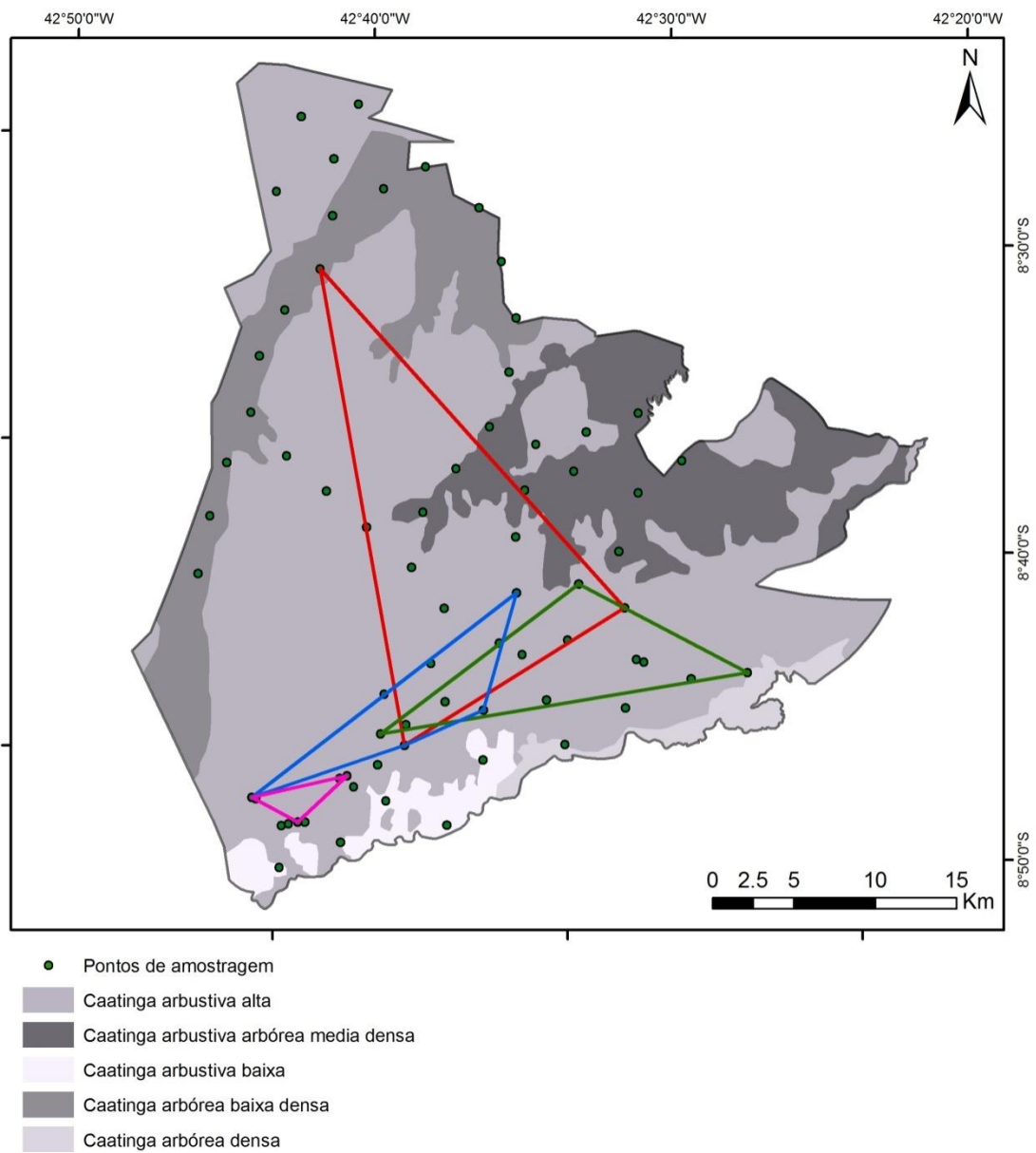
<b>Código</b>	<b>Sexo</b>	<b>Número de pontos</b>	<b>Área de vida mínima (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Máxima distância percorrida (km)</b>
Parda004	Macho	4	6,42	14,97
Parda007	Macho	29	459,35	31,99
Parda017	Macho	13	344,78	39,04
Parda025	Macho	5	80,99	17,31
Parda014	Fêmea	3	164,84	25,38
Parda021	Fêmea	4	60,68	22,94
Parda023	Fêmea	4	36,11	18,34
PardaX16	Fêmea	3	4,73	5,96

**Tabela 3.30.** Comparação do valor médio para machos e fêmeas da máxima distância percorrida pela onça-parda (em km) em diferentes estudos no Brasil e América Latina.

<b>Localidade</b>	<b>Machos</b>	<b>Fêmeas</b>	<b>Referência</b>
<b>América Latina</b>			
Llanos, Venezuela	8,78	6,48	Scognamillo <i>et al.</i> , 2003
Cerrado, Brasil	16,81	10,65	Silveira, 2004
<b>Norteamérica</b>	21,17	15,68	Nilsen <i>et al.</i> , 2005
<b>Este estudo</b>	25,83	18,16	



**Figura 3.11.** Área de Vida Mínima das onças-pardas machos no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, obtida por meio de registros fotográficos entre 2009 e 2011.



**Figura 3.12.** Área de Vida Mínima das onças-pardas fêmeas no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, obtida por meio de registros fotográficos entre 2009 e 2011.

Para calcular a sobreposição de área de vida entre onças-pardas machos foram realizadas quatro pares de interações, nas quais foi encontrada uma sobreposição de área média de 66,48 km<sup>2</sup>, o que corresponde a uma porcentagem de sobreposição que variou entre 40-43%. Em dois dos quatro pares de interações (50%) foram registradas sobreposições nas áreas de vida maiores a 60% (Tabela 3.31).

**Tabela 3.31.** Área de sobreposição (km<sup>2</sup>) entre as áreas de vida mínima de onças-pardas machos no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, entre 2009 e 2010.

Indivíduo 1	Indivíduo 2	Área de sobreposição (km <sup>2</sup> )	% Indivíduo 1	% Indivíduo 2
Parda 4	Parda 17	6,42	100,00	1,86
Parda 7	Parda 17	159,82	34,79	46,36
Parda 7	Parda 25	65,35	14,23	80,70
Parda 17	Parda 25	34,30	9,95	42,36

No caso das onças-pardas fêmeas, para calcular a sobreposição de área de vida entre elas foram realizadas três pares de interações, nas quais foi encontrada uma sobreposição de área média de 18,08 km<sup>2</sup>, o que corresponde a uma porcentagem de sobreposição que variou entre 14-41%. Em nenhum dos pares de interações foram registradas sobreposições nas áreas de vida maiores a 60% (Tabela 3.32).

**Tabela 3.32.** Área de sobreposição (km<sup>2</sup>) entre as áreas de vida mínima de onças-pardas fêmeas no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí, entre 2009 e 2010.

Indivíduo 1	Indivíduo 2	Área de sobreposição (km <sup>2</sup> )	% Indivíduo 1	% Indivíduo 2
Parda 14	Parda 21	22,97	13,94	37,86
Parda 14	Parda 23	21,20	12,86	58,69
Parda 21	Parda 23	10,08	16,62	27,92

Finalmente, a sobreposição entre onças-pardas machos e fêmeas foi calculada por meio de 11 pares de interações, nas quais foi encontrada uma sobreposição de área média de 42,12 km<sup>2</sup>, o que corresponde a uma porcentagem de sobreposição de 57% da área de vida mínima das fêmeas com a área de vida mínima dos machos e 22% de sobreposição da área dos machos com as das fêmeas (Tabela 3.33).

**Tabela 3.33.** Área de sobreposição (km<sup>2</sup>) entre as áreas de vida mínima de onças-pardas fêmeas e machos no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauá, entre 2009 e 2010. % Indivíduo fêmea= Porcentagem de sobreposição da área de vida mínima da fêmea com a do macho. % Indivíduo macho= Porcentagem de sobreposição da área de vida mínima do macho com a da fêmea

Indivíduo fêmea	Indivíduo macho	Área de sobreposição (km <sup>2</sup> )	% Indivíduo fêmea	% Indivíduo macho
Parda 14	Parda 17	103,59	62,84	30,05
Parda 14	Parda 25	60,30	36,58	74,46
Parda 21	Parda 17	54,75	90,22	15,88
Parda 23	Parda 17	10,05	27,82	2,91
Parda 21	Parda 25	24,16	39,81	29,83
Parda 23	Parda 25	23,30	64,53	28,77
Parda 21	Parda 4	1,50	2,47	23,34
Parda 14	Parda 7	134,56	81,63	29,29
Parda 21	Parda 7	10,22	16,84	2,22
Parda 23	Parda 7	36,11	100,00	7,86
Parda x16	Parda 7	4,73	100,00	1,03

### 3.4. DISCUSSÃO

Estudos com armadilhas-fotográficas desenhados para estimar a abundância de indivíduos de uma população têm como base da sua efetividade a distância entre as estações de amostragem, sendo que esta distância afeta a probabilidade de detecção dos indivíduos. Uma excessiva distância entre as estações pode levar a não-detecção de alguns indivíduos, e uma distância muito pequena pode aumentar a detectabilidade de outros (por exemplo, aqueles residentes dentro da área de amostragem) e, portanto, aumentar ou diminuir a sua probabilidade de captura (O'Brien, 2011). O espaçamento médio entre as armadilhas é semelhante ao adotado em um estudo anterior realizado no Parque (Silveira *et al.*, 2009), que pretende que o espaço entre duas armadilhas vizinhas contenha aproximadamente a menor área de vida registrada para uma onça-pintada na literatura (Silver, 2004). Com a realização de estudos de longo prazo, estas distâncias poderão ser no futuro corrigidas com informação proveniente de estimativas locais de áreas de vida das espécies-alvo.

Dentro das premissas para os estudos de captura-recaptura está uma correta identificação dos indivíduos e que estes não percam a sua marcação durante o estudo (Otis *et al.*, 1978). O considerável número de registros descartados para as onças-pardas e onças-pintadas (quase 25% para cada espécie) devido a limitações técnicas, mostra as dificuldades de cumprir-se estas premissas. Para a onça-pintada, a maior quantidade de fotos



descartadas correspondeu aos indivíduos que apresentavam melanismo (onças-pretas). Quando as onças-pretas não ficavam muito próximas ao flash da câmera, as manchas próprias de cada indivíduo eram praticamente impossíveis de serem reconhecidas. A amostragem de 2007 (localizada na região sul) indicou três indivíduos melânicos, sendo que um deles foi descartado das análises por ser um filhote. Este estudo amostrou o Parque na sua extensão total e encontrou pelo menos sete indivíduos melânicos. Devido ao alto número de fotos descartadas, é provável que inclusive existam mais onças-pretas do que as contabilizadas. E considerando que quase 25% dos registros totais foram descartados, é plausível inferir que o número de onças-pretas não identificadas seja entre 25 e 50% maior que o registrado.

Já o caso da onça-parda é distinto. Quando os indivíduos ficam distantes do flash, além de ser mais difícil identificar marcações naturais como feridas, aumentam contrastes ou claro-escuros na coloração dos indivíduos. Assim, surge informação que pode levar a erros na identificação ou “falsos positivos” por parte do pesquisador. Isto acontece quando, devido às deficiências na identificação de alguns indivíduos, a informação de recapturas de uma onça-parda já identificada, passe a ser erroneamente classificada como um novo indivíduo. No primeiro estudo de densidade de onças-pardas baseado em armadilhas-fotográficas, Kelly *et al.*, (2008) tentaram reduzir a possibilidade de viés permitindo identificações dos seus resultados por outros três pesquisadores independentes. Eles encontraram que entre diferentes pesquisadores existia um índice de concordância de cerca de 73% das identificações, e a discordância poderia chegar até cerca de 14%. Em um estudo na Amazônia brasileira, Negrões *et al.*, (2010) foram um pouco além e conseguiram acompanhar algumas variações temporais nas marcas das onças (escaras, tonalidades, etc). Aquele estudo foi realizado em uma floresta fechada, com câmeras colocadas em trilhas de animais ou abertas manualmente, com uma largura inferior às estradas do Parque Nacional Serra da Capivara, e tais fatores combinados permitiram melhores condições de distribuição da luz do flash, o que resultou em fotos de maior qualidade do que as do presente estudo. Poucos indivíduos de onça-parda no PNSC tiveram na sua matriz de captura-recaptura um histórico de recapturas semelhante aos das onças-pintadas, nas quais as recapturas eram mais freqüentes do que nas onças-pardas. Considerando que possam existir alguns “falsos positivos” é plausível inferir de que o número de onças-pardas no PNSC seja menor ao registrado neste estudo. Devido a que o padrão único de manchas dos indivíduos foi a base da sua identificação (inclusive, nas onças-melânicas) não se considerou a opção de “falsos positivos”.

Um outro assunto a considerar é a premissa de população fechada. Atualmente, ainda não existe um consenso em relação a uma definição *a priori* de um intervalo de tempo válido para considerar uma população como fechada para estudos de abundância/densidade com armadilhas-fotográficas. Baseado nos dados de história de vida do tigre Karanth & Nichols (1998, 2000) recomendaram 3 meses como adequados para uma população dessa espécie ser considerada como fechada. Silver *et al.*, (2004) pesquisando onças-pintadas utilizaram aproximadamente 2 meses, mas num protocolo para amostragens de onças-pintadas com armadilhas-fotográficas o mesmo autor (Silver, 2004) também recomenda entre 2 a 3 meses. Em diferentes estudos este intervalo varia, sendo que para espécies como o tigre foram utilizados períodos curtos como de 42 dias (Sharma *et al.*, 2010) até maiores como 9 meses (Rayan & Wan Mohamad, 2009) ou inclusive um ano (Karanth, 1995). Salom-Perez *et al.* (2009) utilizaram 3 meses para um estudo de onças-pintadas na Costa Rica. Finalmente, num estudo anterior com onças-pintadas no PNSC (Silveira *et al.*, 2009) encontrou-se que um intervalo de 2 meses e meio não violou a premissa de população fechada, o que não significa que um maior período adicional de amostragem naquele estudo teria obrigatoriamente violado a premissa. Os algoritmos que calculam se uma população é considerada como fechada ou não baseiam-se no histórico de capturas-recapturas (“um”) ou ausência de estas (“zero”) existentes na matriz de captura-recaptura dos indivíduos, a qual é preenchida em intervalos de tempo definidos pelo pesquisador. Ou seja, é a seqüência de valores “zero” e “um”, e não um intervalo de tempo, o que define se uma população é considerada como fechada ou não. Obviamente, este considerando deve levar em conta a história de vida da espécie-alvo. Neste estudo, o período considerado para as análises que não violou a premissa de população fechada (4 meses) se encontra ainda dentro de um intervalo razoável ao ser comparada com outros estudos.

Outra premissa a considerar é que as fontes de variação na probabilidade de captura estejam plenamente identificadas e modeladas (Otis *et al.*, 1978). Isso pode ser atingido mediante um modelo mais complexo, mas também representa um *trade-off* entre viés e precisão, visto que o modelo mais complexo se “ajusta” melhor, mas também perde precisão nos parâmetros estimados frente a modelos mais simples. As alternativas dos diferentes programas disponíveis, como por exemplo, os testes de aderência aos dados no CAPTURE (Otis *et al.*, 1978) ou a estatística de seleção de modelos no MARK (White & Burnham, 1999), solucionam em parte este problema. Os resultados deste estudo apontam para uma variação na probabilidade de captura relacionada ao sexo dos indivíduos. Incorporar tal variabilidade nas probabilidades de captura pode aumentar a precisão dos parâmetros estimados. E, apesar do programa CAPTURE possuir modelos que identificam a variabilidade de probabilidade de captura decorrente de variações individuais (como o

Modelo Mh), o programa não consegue identificar quais são as causas por trás daquela variabilidade. Isso poderia ter refletido na escolha do modelo Mtbh para a amostragem de onças-pintadas em 2009. Aquele modelo, não estimado pelo CAPTURE, poder ser estimado pelo programa MARK, pelos estimadores de população fechada, entre eles com a abordagem de modelos de capturas fechadas de Huggins (Huggins, 1989; Huggins, 1991; Chao & Huggins, 2005). Apesar de que em ambos os modelos não espaciais os resultados de abundância para onça-pintada tenham sido similares, o valor estimado da abundância no MARK resultou sempre mais conservador do que no CAPTURE, provavelmente devido ao uso de covariáveis. Já no caso da onça-parda para 2010-2011 as diferenças são maiores, não só em tamanho estimado (segundo o CAPTURE seria 30% maior do que no MARK), mas especialmente no Erro Padrão do tamanho populacional, sendo que o estimado pelo CAPTURE praticamente quintuplicou o do MARK.

A versatilidade do MARK e sua facilidade para construir e manipular os modelos resultantes neste estudo fez dele uma ferramenta mais segura para estimar populações do que o CAPTURE, que simplesmente apresentava o modelo mais adequado, sem qualquer possibilidade de manipulação deste. A preferência na estatística de seleção de modelos (com a qual o MARK trabalha) é de limitar ao menor número possível os modelos a serem considerados na análise, incluindo dentro deste grupo somente aqueles modelos vistos como os mais biologicamente plausíveis que expliquem a variabilidade nos dados, excluindo parâmetros não necessários (Navalha de Occam ou o princípio da parcimônia). Os modelos se baseiam segundo hipóteses *a priori* guiadas primariamente pelo conhecimento biológico da espécie a estudar (Lebreton *et al.*, 1992). Apesar de não existirem provas de que a abordagem descrita e utilizada no MARK seja melhor do que a do CAPTURE, tem sido apontado que esta última abordagem (CAPTURE), que inclui todos os modelos possíveis, tende mais a procurar modelos que se ajustem a um grupo de dados, inclusive por acaso. Já o objetivo da estatística de seleção de modelos usada no MARK é estimar os valores dos parâmetros que governam os processos geradores da variação em vez de simplesmente descrever a variação nos dados (como no CAPTURE) (Karanth *et al.*, 2011). Por exemplo, podemos partir dos resultados de dois modelos clássicos, Mh e Mt (Otis *et al.*, 1978), os quais deixam sem responder as perguntas: “e a heterogeneidade (e a variação temporal) se deve a que?” e partir a uma inferência *a priori* que diga (como neste estudo): “o sexo e outras variáveis (como o tempo) podem estar influenciando nos parâmetros de captura e recaptura dos indivíduos”, e contrastar esta com a estatística de seleção de modelos. Assim, foi possível verificar neste estudo que, quando incluída, a variação temporal nos parâmetros não foi tão relevante quanto à variação derivada do sexo.

Para ambas as espécies, de acordo com o MARK, foram encontradas variações entre os parâmetros de captura e recaptura para machos e fêmeas. Para as onças-pintadas, a probabilidade de captura ( $p$ ) dos machos foi relativamente similar à das fêmeas na amostragem de 2009 e, na amostragem de 2010 a probabilidade de captura dos machos dobrou em relação à das fêmeas. O mesmo foi observado para as onças-pardas na única amostragem calculada, a de 2010. Mas para a onça-pintada a probabilidade de recaptura ( $c$ ) dos machos praticamente dobrou a das fêmeas durante as duas amostragens. Na primeira amostragem (2009) foram incluídos 12 pontos de amostragem a mais, colocados em pontos de água na região sul, sem o critério de espaçamento de um esquema captura-recaptura, mas incluídos dentro da malha de câmeras que mantinham tal critério. Era de se esperar que, dentro de uma grade adequadamente distribuída, a adição de pontos de amostragem dentro desta aumentasse a probabilidade de captura e recaptura de ambos os sexos. Se existirem diferenças nos parâmetros devido ao sexo, estas deveriam ter sido supostamente mais evidentes na amostragem que contou com mais câmeras (e, portanto, maior esforço) do que aquela com menos estações de amostragem (2010).

Para compreender esta aparente contradição (na amostragem com mais esforço a probabilidade de captura entre ambos os sexos foi semelhante e na amostragem com menor esforço a probabilidade de captura dos machos dobrou as das fêmeas) tem que ser levado em conta não só o aumento do esforço amostral, mas sim a disposição no espaço do esforço e as diferenças nos sexos. Aqueles 12 pontos adicionais ficaram mais concentrados na região sul do Parque. Esta região, segundo uma análise de adequabilidade de habitat (ver Capítulo 2 deste trabalho) aparece como a mais adequada tanto para a onça-pintada quanto para a onça-parda. Curiosamente, segundo os registros da área de vida mínima, é essa a região que comporta a maior parte das áreas de vida das fêmeas de ambas as espécies. Para carnívoros solitários, como onças-pintadas e onças-pardas, Sandell (1989) sugere que os territórios das fêmeas estariam determinados pela distribuição e abundância das presas, enquanto que o território dos machos estaria determinado pela distribuição das fêmeas, com as áreas de vida dos machos se sobrepondo às áreas de vida de várias fêmeas. Isto já foi registrado para a onça-parda (Seidensticker *et al.*, 1973) e a onça-pintada (Cavalcanti & Gese, 2009). As onças-pintadas fêmeas têm geralmente áreas de vida menores do que os machos (Astete *et al.*, 2008) e conseqüentemente estão expostas a menos armadilhas-fotográficas.

Apesar da colocação das armadilhas-fotográficas em estradas ser recomendada para maximizar a probabilidade de captura (Karanth & Nichols, 1998, 2002), Salom-Perez *et al.* (2007) sugeriram que as fêmeas de onça-pintada poderiam mostrar uma menor tendência a

transitar por elas, o que poderia representar uma fonte de viés. Em contraste, em um estudo de onças-pintadas com modelos SCR, diferenciando entre armadilhas, colocadas em estradas e as colocadas em trilhas, Sollmann *et al.* (2011) encontraram que a taxa de encontro de fêmeas ( $\lambda_f$  ou  $g0_f$ ) em uma câmara era de um décimo da correspondente a dos machos, independente da câmara estar numa trilha ou estrada, o que indicava que, além de ter áreas de vida menores (Astete *et al.*, 2008), as fêmeas se movimentavam menos do que os machos. O resultado com os modelos SCR no presente estudo mostrou que, tanto para as onças-pintadas quanto para onças-pardas, o padrão foi semelhante. Quando o valor de  $g0$  em uma amostragem não foi igual para ambos os sexos (devido à escolha de um modelo diferente ao modelo nulo para dito ano) o  $g0_f$  sempre foi menor em relação ao dos machos ( $g0_m$ ). Devido à impossibilidade de colocar câmeras fora das estradas, os resultados deste trabalho podem indicar que para ambientes fechados como a Caatinga é recomendável levar em conta um possível viés numa maior probabilidade de detecção de machos do que fêmeas.

Os resultados da amostragem de 2009, com uma similaridade da probabilidade de captura entre os sexos, podem ser decorrentes do fato de que aquelas 12 armadilhas extras ficaram na região sul, a mais usada pelas fêmeas segundo a área de vida mínima, a mais adequada para a espécie (Capítulo 2 deste trabalho) e que, como foi explicado, pode ser a área que contenha a maior concentração de recursos (por ser a mais usada pelas fêmeas). Finalmente, deve-se considerar que estas câmeras extras foram colocadas do lado de poços artificiais de água. Esta combinação de fatores pode ter contribuído para aumentar a probabilidade de captura de fêmeas em 2009, e a retirada destas armadilhas extras (e com isso o retorno a um esquema espacialmente mais homogêneo na distribuição das armadilhas) poderia explicar a diferença de probabilidade de capturas para machos e fêmeas em 2010 tanto de onças-pintadas quanto onças-pardas. Com relação aos valores de recapturas, a variabilidade na Média de Modelos de recapturas das fêmeas de onça-parda pode ser resultado do baixo número de recapturas das fêmeas comparado aos machos.

Um assunto que vem sendo cada vez mais recorrente nos estudos com modelos não espaciais é a discussão a respeito da estimativa de densidade. A definição mais simples da densidade ( $D$ ) propõe uma divisão da estimativa populacional ( $N$ ) pela área amostrada ( $A$ ). Como definido anteriormente, aquela área  $A$  excede o polígono definido pelas armadilhas e, com o fim de refletir a área além do limite das armadilhas, a qual potencialmente estaria contribuindo com animais para a estimativa de abundância (Otis *et al.*, 1978), uma área de borda de largura  $W(A_w)$  é adicionada ao polígono. Essa área é conhecida como *buffer* ou

área tampão (de largura  $W$ ) e, apesar da sua crítica importância para a estimativa de densidade, até o momento não existe consenso sobre uma metodologia para seu cálculo (O'Brien, 2011). A abordagem mais utilizada para armadilhas-fotográficas tem o seu fundamento em um trabalho com pequenos mamíferos (Wilson & Anderson, 1985), e recebe o nome de *MMDM* (*Mean Maximum Distance Moved – Média das Distâncias Máximas Percorridas*), mas comumente é referida pela metade de aquele valor (*Metade da Média das Distâncias Máximas Percorridas*), chamado de *HMMDM* (Silver *et al.*, 2004). Esta abordagem inclui o pressuposto de que *HMMDM* seja maior ou igual ao raio do círculo de uma área equivalente à média da área de vida do animal em estudo, de tal maneira que animais cujos centros de áreas de vida (circulares) caíam dentro de  $W$  estariam incluídos na área amostrada (Dice, 1938; O'Brien, 2011). Esta é a mesma lógica aplicada para amostragens com onça-pintada, onde se sugere uma distância entre armadilhas de 3,5 km, equivalente ao diâmetro de um círculo de 10 km<sup>2</sup>, a menor área de vida registrada para a espécie (Silver *et al.*, 2004). Partindo da suposição que as áreas de vida sejam circulares, ao calcular o raio do círculo correspondente à média das áreas de vida mínimas, e contrastá-lo com o valor do *buffer*, tanto para a onça-pintada (raio= 5,61 km) quanto para a onça-parda (raio= 6,78 km), os dados se ajustaram ao previsto pela teoria (Dice, 1938), onde os valores dos raios resultaram menores que os dos *buffers*, pelo que os estimados de densidade deste estudo (segundo os modelos não espaciais) seriam válidos.

Estudando onças-pintadas no Pantanal, Soisalo & Cavalcanti (2006) compararam as estimativas de densidade baseadas em *buffers* provenientes de amostragem com armadilhas-fotográficas e de radio-telemetria. Eles encontraram que a estimativa de largura do *buffer* ( $W$ ) baseada em um *HMMDM* derivado de armadilhas-fotográficas era muito menor do que o raio da área de vida média baseada em rádio-telemetria, e, portanto, estimativas de densidade baseadas em um *HMMDM* proveniente de armadilhas-fotográficas seriam muito maiores do que as baseadas em rádio-telemetria. Se considerarmos os resultados da área de vida mínima do presente estudo como uma inferência válida da área de vida dos animais, os dados mostram o contrário do que Soisalo & Cavalcanti (*eg cit*), sendo que os raios da área de vida mínima são entre 25% e 55% menores do que os *buffers HMMDM*. Isto seria indício de que os resultados de densidade baseados em *HMMDM* provenientes de armadilhas-fotográficas, para este estudo, poderiam ser relativamente conservadores, pois não estariam enviesando um aumento da densidade. Um assunto ainda a levar em conta seria o número de animais amostrados para realizar aquele cálculo. Soisalo & Cavalcanti (*eg cit*) utilizaram seis indivíduos para calcular o *buffer* baseado em radio-telemetria e entre 25 e 31 para o *buffer* proveniente das armadilhas-fotográficas. Os dados do presente estudo mostraram uma alta variação nas áreas de vida

mínimas das onças, uma variação também evidenciada em áreas de vida de onças-pintadas por Soisalo & Gese (2009). Assim, é plausível que essa variação possa ter influenciado o cálculo do *buffer* a partir de radio-telemetria, quando se utiliza um  $n$  reduzido (Soisalo & Cavalcanti, 2006).

Apesar do exercício original de modelagem para formular o conceito do *buffer MMDM* ter simulado condições de campo e ter sido corroborado pelos dados esperados (Wilson & Anderson, 1985), uma restrição à abordagem *MMDM* é que os estudos de armadilhas-fotográficas produzem números relativamente pequenos de distâncias de movimentos *entre* armadilhas. Stickel (1954) relatou que, quando tais distâncias são incluídas, o valor do *MMDM* usualmente se incrementa conforme o número de recapturas aumenta. E, como visto, ao aumentar o valor de *MMDM*, a densidade tenderá a diminuir. Idealmente, a melhor forma de estimar o *buffer W* é utilizando informação dos padrões de movimento coletados durante o período de captura (O'Brien, 2011). Apesar de o conceito de *buffer* não estar incluído nos modelos *SCR*, para o cálculo dos centros de atividade  $s_i$ , estes modelos levam em conta os locais no espaço nos quais as atividades (movimentos) dos diferentes indivíduos estão concentrados. Portanto, não é de surpreender que os modelos *SCR*, ao serem comparados com os modelos não espaciais, para ambas as espécies e em ambos os anos, tenham registrado os menores valores de densidade.

Um menor valor de densidade fornecido pelos modelos *SCR* frente a um modelo não espacial (calculado pelo *MARK*) já foi notado com um estudo com onça-pintada no Cerrado utilizando armadilhas-fotográficas (Sollmann *et al.*, 2011). Neste trabalho, os autores encontraram que a densidade de onças era subestimada pelos modelos *SCR* e superestimada pelos modelos não espaciais. Eles indicaram que a aproximação do conceito de *buffer* pelos modelos *SCR* e os não espaciais é inerentemente diferente, pois enquanto nestes últimos a escolha da largura do *buffer* teria um efeito imediato na estimativa de densidade, nos modelos *SCR* a inclusão da grade de amostragem dentro de uma paisagem retangular maior permitiria estimar, sem truncamento, os movimentos dos animais além da grade de amostragem (Royle & Young, 2008). O conceito de *buffer* nos modelos não espaciais não foi desenhado para registrar os movimentos naquela área além da grade de amostragem, mas só outros indivíduos (Otis *et al.*, 1978).

É de esperar que tamanhos amostrais pequenos (por exemplo, amostrar só uma parte da área de estudos e não o todo, com as câmeras restritas a uma região do Parque) produzam um conjunto restrito de distâncias *inter-armadilhas*, o que tende a subestimar as distâncias dos movimentos, e resultar em estimativas subestimadas de *MMDM*, *HMMDM* e do valor

“real” de  $A(W)$  para uma grade amostral (O’Brien, 2011). Os valores da densidade de onça-pintada estimados no presente estudo com os modelos não espaciais são bastante menores em relação ao valor de  $2,67 \pm 1,06$  Ind/100 km<sup>2</sup> registrado em uma pesquisa anterior no mesmo Parque (Silveira *et al.*, 2009). O valor obtido por Silveira *et al.* (2009) é inclusive mais que o dobro do fornecido pelo estimador menos conservador do CAPTURE nesta pesquisa. Considerando que a região centro-sul do Parque parece ser a mais adequada para as onças-pintadas e pardas (ver Capítulo 2 deste trabalho), a amostragem de 2009 obteve aqueles elevados valores por ter colocado as suas armadilhas justamente na região potencialmente mais adequada e mais transitada pelas onças-pintadas.

Os valores de densidade para a onça-pintada baseados no *buffer HMMDM*, em geral, são bastante inferiores em comparação a outros ambientes na América do Sul, e inclusive, aos obtidos no Chaco, um ambiente semi-árido semelhante a Caatinga. Nos estudos de Maffei *et al.* (2004) e Silver *et al.* (2004), as amostragens foram realizadas dentro do Parque Nacional de Kaa-lyá do Gran Chaco (uma extensa área protegida de 35,000 km<sup>2</sup>, uma das maiores da América do Sul), inclusive colocando as armadilhas em fragmentos de vegetação ribeirinha, regiões aparentemente mais preferidas pelas onças (Astete *et al.*, 2008). Contrastando aquele cenário com o PNSC, muito menor, com problemas de caça ilegal e com populações humanas vivendo em volta da Unidade, eram esperados esses menores resultados. Surpreendentemente, as estimativas de densidade neste presente estudo são maiores do que as obtidas recentemente no Cerrado e em alguns locais da Mata Atlântica, biomas aparentemente mais adequados para a onça-pintada, uma espécie que no Brasil exibe uma aparente preferência por locais com abundante água e cobertura florestal (Astete *et al.*, 2008). No caso da onça-parda, os valores de densidade baseados no *buffer HMMDM* do presente estudo, comparados ao Chaco boliviano foram expressivamente menores. Novamente, a estimativa (Kelly *et al.*, 2008) foi realizada no Parque Nacional de Kaa-lyá do Gran Chaco, com resultados previsivelmente maiores. E apesar da área amostrada na Mata Atlântica argentina (Kelly *et al.*, 2008) ser quase o dobro do PNSC, o seu estado de conservação é pior, com desmatamento e uma forte exploração comercial legal e ilegal de madeira, além de caça ilegal. Assim, não são de surpreender os maiores valores de densidade de onça-parda numa área de Caatinga protegida frente a este outro cenário na Mata Atlântica.

Ao não ter os seus resultados de densidade vinculados com um *buffer*, como nos modelos não espaciais, os valores de densidade obtidos pelos modelos SCR possuem a vantagem de poder comparar os seus resultados com diferentes pesquisas sem estas precisarem estar relacionadas com uma área amostral conhecida (Sollmann *et al.*, 2011). Nos estudos



baseados em modelos não-espaciais, todos os resultados de densidade estão vinculados ao valor do *buffer* que sempre variará de acordo com cada estudo, ou até mesmo de acordo com cada período de amostragem dentro de cada estudo.

Um fato interessante nos modelos *SCR* é que as densidades mudaram ao considerar a covariável sexo em ambas as espécies. Quando, para ambas as onças (pintadas e pardas), o modelo *SCR* escolhido como mais verossimilhante identificou diferenças nas densidades relacionadas ao sexo (onça-pintada e onça-parda em 2010), o parâmetro de movimento ( $\sigma$ ) para as onças-pintadas foi igual entre os sexos, assim como foi igual a taxa de encontro esperada numa armadilha no centro de atividade do animal ( $g_0$ ). No entanto a densidade estimada dos machos foi maior do que as fêmeas. Assim, apesar do modelo escolhido para esse ano ter sido o modelo nulo  $M_0$  (sem variação nos parâmetros  $g_0$  e  $\sigma$ ), uma explicação para esta maior densidade dos machos pode se dever apenas ao fato de ter sido identificado um maior número de machos do que fêmeas, algo que pode ter resultado em um maior número de centros de atividade  $s_i$  para os machos do que para as fêmeas, e portanto, maior densidade.

Para as onças-pardas, a densidade variou no modelo que considerou que os parâmetros mudavam com o sexo ( $M_s$ ). O menor  $\sigma$  das fêmeas frente aos machos, apesar de uma taxa de exposição quase semelhante entre os sexos, resultou em maior estimativa de densidade delas. Num estudo sobre onças-pintadas no Cerrado com modelos *SCR* foram achados resultados similares (Sollmann *et al.*, 2011). Nesse caso os autores também acharam as fêmeas concentradas numa região da sua área, o Parque Nacional das Emas, mas o valor de  $\sigma_f$  sugeria que as fêmeas poderiam utilizar todo o Parque nos seus deslocamentos. De acordo com eles, a diferença entre o  $g_0$  e  $\sigma$  de machos e fêmeas (com um menor valor nas fêmeas) fazia a taxa sexual ser enviesada para as fêmeas, e o modelo intuitivamente interpretava a menor taxa de encontro das fêmeas ( $g_{0f}$ ) como um indicativo que existiriam mais fêmeas do que as efetivamente fotografadas. Analogamente à conclusão desses autores, em vez de interpretar isso como um maior número de fêmeas, os resultados no PNSC indicariam que, devido aos seus maiores movimentos, os machos expostos à grade das armadilhas seriam provenientes de uma área maior do que as fêmeas. Os aparentemente maiores tamanhos das áreas de vida mínima dos machos frente às fêmeas encontradas neste estudo estão de acordo com essa interpretação.

Independente do método de cálculo da densidade, todos os modelos apontam para o mesmo resultado: a população de onças-pintadas seria maior do que a das onças-pardas no PNSC. Esse é um fato que estaria corroborando uma hipótese formulada em um estudo

anterior (Astete, 2008). Após um diagnóstico completo do PNSC mostrar um estado de conservação crítico da fauna no Parque, tanto das onças quanto das suas presas (SMAPR, 1994), a administração do Parque empreendeu uma série de ações de manejo com vistas a recuperar os números populacionais das espécies, entre elas um rígido e efetivo esquema de vigilância nos limites da Unidade, assim como um pioneiro (para América Latina) e extensivo sistema de fornecimento artificial de água ao longo de todo o ano, em uma série de poços distribuídos em todo o PNSC.

Cinco anos depois do início das ações de manejo, durante uma amostragem realizada em 1999-2000, e baseada em dados de armadilhas-fotográficas, Wolff (2001) encontrou evidências de uma população de onças-pardas maior do que onças-pintadas. Naquele estudo, ele encontrou que as onças-pardas preferiam as presas pequenas (como tatus) à presas maiores como o veado-caatingueiro (*Mazama gouazoubira*) ou o cateto (*Tayassu tajacu*), presentes no PNSC e registradas pelas armadilhas-fotográficas. Naquele momento Wolff atribuiu esta preferência alimentar ao fato de que, mesmo menores em número populacional, as onças-pintadas poderiam preferir presas maiores, aparentemente forçando as onças-pardas a se alimentar de presas menores, o que poderia ser interpretado como um indício de competição.

A situação registrada na amostragem de 2007, oito anos depois do estudo de Wolff e 13 desde a implementação do manejo de água, mostrou uma alta população de onças-pintadas (Silveira *et al.*, 2009), uma predominância do veado-caatingueiro como a espécie presa com o maior valor de abundância relativa (Astete, 2008), e uma potencial associação espacial do veado com as fontes de artificiais de água no PNSC (Wolff, 2001; Astete, 2008). Mas faltava uma estimativa populacional da onça-pintada e da onça-parda em todo o PNSC para comprovar se o aparente declínio populacional da onça-parda frente à onça-pintada observado em 2007 (Astete, 2008) estava realmente acontecendo. Baseados em estudos com tigres, Karanth *et al.*, (2011) mostraram que, inclusive em uma população saudável de tigres, as densidades de equilíbrio (determinadas primariamente pelas densidades de presas) eram dinâmicas ao longo do tempo, caracterizadas por grandes taxas de rotatividade de indivíduos. Estas densidades de tigres também seriam mais susceptíveis a esgotamento de presas (decrecendo a capacidade de carga, assim como a sobrevivência de filhotes e adultos) do que a caça furtiva. Aparentemente, o aumento populacional de onça-pintada no PNSC desde a implantação do plano do manejo pode se dever a um aumento nos números populacionais das presas de médio e grande porte, aumento por sua vez decorrente da maior oferta de água e proteção da área.

Diferentemente dos modelos de população fechada, nos quais a probabilidade de observar um histórico de captura em particular está relacionada com a probabilidade de captura (e recaptura), nos modelos de população aberta, a probabilidade de se observar um histórico de captura em particular depende tanto da probabilidade de recaptura quanto da probabilidade de sobrevivência dos indivíduos entre ocasiões e destes se manterem dentro da população, pois a probabilidade de observar um histórico de captura em particular está sujeita a adições e perdas ao longo do tempo (Karanth *et al.*, 2011). O modelo de população aberta mais simples, e o utilizado neste estudo, o modelo Cormack-Jolly-Seber, não requer o pressuposto de que os indivíduos marcados (capturados) e os não-marcados possuam a mesma probabilidade de captura, e por tanto, não estima abundância, mas sim probabilidades de captura e sobrevivência aparente, esta última robusta frente a heterogeneidade em capturas (Pollock & Alpizar-Jara, 2005). Pelo observado nos modelos de população fechada, há evidências de uma variação nas detecções dos indivíduos decorrente do seu sexo, fortalecendo assim a escolha do modelo Cormack-Jolly-Seber. Mas, apesar da sua importância, estudos de dinâmicas populacionais com grandes mamíferos ainda são escassos (Karanth *et al.*, 2006), devido às limitações de realizar estes estudos nas escalas espaciais e temporais necessárias. No futuro, com maiores e mais completas bases de dados, haverá mais oportunidades para explorar outros modelos de populações abertas.

Os resultados de sobrevivência no presente estudo, considerando intervalos anuais, devem ser analisados com cuidado. Devido a que somente foram amostrados três anos, existem duas estimativas de sobrevivência  $\phi$  e duas estimativas de captura  $p$ , sendo que na estimativa correspondente ao último intervalo amostrado ( $\phi_2 p_3$ ) não é possível saber quantos indivíduos sobreviveram até um hipotético quarto ano não amostrado ( $\phi_3$ ), mas que não foram detectados na ocasião  $p_3$ . Esse valor ( $\phi_2 p_3$ ) representa somente o produto de  $\phi$  e  $p$ , e de acordo com a teoria, não tem significado biológico. Isto, somado ao surgimento de alguns indivíduos novos entre 2009 e 2010, explicariam os altos Erros Padrões Incondicionais para os valores de ( $\phi_2 p_3$ ) em ambas as espécies, e cujos resultados não deveriam ser considerados.

No caso das onças-pintadas, os indivíduos com histórico de detecção somente a partir do último ano (com um histórico de capturas "001") foram cinco (de um total de 28 indivíduos), enquanto que com a onça-parda foram 10 (de um total de 25). No entanto, os valores de ( $\phi_1 p_2$ ) com Erro Padrão Incondicional razoável para ambas as espécies, são interessantes, pois refletem a sobrevivência desde 2007 até 2009, considerando a não amostragem em 2008. Nesse intervalo de dois anos, a perda de indivíduos de onças-pintadas (devido à

mortalidade ou emigração permanente) foi entre 14% (machos) e 19% (fêmeas). Para onças-pardas no mesmo intervalo a mortalidade foi maior, entre 25% (machos) e 23% (fêmeas). Com o fim de evitar esse problema, uma alternativa poderia ter sido fixar um valor de  $\phi$  ou de  $p$ , mas frente ao desconhecimento absoluto da história natural de ambas as espécies na Caatinga, não foi formulada uma hipótese prévia para estabelecer algum valor fixo.

Em um estudo de estimativa de sobrevivência de tigres, com nove anos de amostragem numa área protegida na Índia, Karanth *et al.* (2006) encontraram uma estimativa de sobrevivência anual de 77%, com o seu complemento de 23% incluindo mortes e emigração permanente. Os autores observaram que a pesar destes substanciais valores de perdas populacionais, as densidades de tigres mantinham-se altas na área de estudos (7,3 – 21,7 tigres/100 km<sup>2</sup>), e atribuíram isso a alta densidade de presas na área. Estes resultados corroboraram uma hipótese anterior de Karanth & Stith (1999), na qual os autores propuseram que a pesar que as populações de tigres sofressem altas taxas de mortalidade por causas naturais e antrópicas, estas poderiam ser demograficamente viáveis se suportadas por uma adequada base de presas. O aparente aumento das espécies presas no Parque, como o veado-catingueiro (Astete, 2008) parece corresponder com a aparente recuperação da onça-pintada desde 1994, pelo que poderia ser possível considerar que para a espécie se aplicaria o mesmo padrão que no caso do tigre. A maior perda populacional ao longo dos anos no caso da onça-parda parece corresponder com as menores estimativas de abundância populacional encontradas.

É preciso lembrar que, como mencionado anteriormente, existe uma maior incerteza na identificação das onças-pardas frente às onças-pintadas, sendo que em contraste com a onça-pintada, poucas onças-pardas da amostragem de 2007 foram identificadas a partir de 2009, o que pode ter influenciado os resultados de sobrevivência (e, portanto de perda de indivíduos) de onça-parda. Apesar destes dados serem ainda exploratórios e precisarem de uma validação com mais anos de amostragem, há uma tendência de maior diminuição populacional da onça-parda em comparação à onça-pintada, o que é concordante com o histórico registrado do aumento populacional da espécie desde a implementação do Plano de Manejo em 1994.

Tomando como exemplo o caso do tigre, Karanth *et al.*, (2011) mencionam que a maior parte das estimativas publicadas sobre taxas vitais utilizadas em estudos de dinâmica populacional desta espécie geralmente ignoram o problema central da incorporação da probabilidade de captura. Apesar do curto período amostrado, este é um dos poucos

estudos de sobrevivência com grandes mamíferos baseado em armadilhas-fotográficas, e provavelmente o primeiro na América do Sul que leva em conta a probabilidade de detecção (captura). Os resultados deste estudo apontam que, embora os valores de sobrevivência para ambos os sexos sejam similares nas duas espécies, existe uma variação na probabilidade de captura relacionada ao sexo dos indivíduos. Esta variação é mais visível quando os intervalos são de um mês, onde é observado que a probabilidade de captura dos machos é maior do que a das fêmeas, no caso da onça-pintada, mais do que o dobro. Estes resultados seguem a tendência encontrada com os modelos de população fechada, que mostram que tanto em  $p$  para os modelos não espaciais quanto o valor  $\sigma$  para os modelos SCR, os machos possuem sempre um valor maior, provavelmente decorrente de áreas de vida maiores nos machos e mais oportunidades de serem fotografados, comparativamente às fêmeas.

Em uma revisão de 94 estudos sobre o efeito de predadores vertebrados de topo em mesopredadores e comunidades de presas em ecossistemas marinhos e terrestres, Ritchie & Johnson (2009) encontraram que a supressão do mesopredador por parte do predador de topo se registra amplamente em níveis geográficos e taxonômicos. Isto se dá mediante a morte ou por meio do medo/aversão, limitando o uso do hábitat por parte do mesopredador, o que afeta a sua distribuição e abundância. A matança interespecífica é especialmente comum entre felinos (Palomares & Caro, 1999). Ritchie & Johnson (2009) encontraram que para todos os táxons estudados, a supressão do mesopredador por parte do predador de topo se dava, em média, quando a biomassa do mesopredador chegava a 45% da biomassa do predador de topo. Donadio & Burskirk (2006) sugeriram que a matança interespecífica entre predadores poderia acontecer com uma taxa de biomassa do predador de topo para mesopredador entre 2 (menor que isso o ataque seria perigoso) e 5,4 (maior do que isso o ataque não retornaria benefícios ecológicos para o predador de topo). É provável que, no caso da Caatinga, cujas altas temperaturas e escassez de água poderiam estar representando um limite ecológico tanto para a onça-pintada quanto para a onça-parda (ver Capítulo 2), estas taxas possam variar. Considerando os indícios a respeito da sobreposição de nicho entre ambas as espécies (ver Capítulo 2 de este trabalho), e o histórico de abundância de ambas as espécies e suas presas no PNSC desde a implantação do plano de manejo, é plausível supor que a onça-pintada esteja suprimindo ativamente a onça-parda, possível competidora.

Apesar de estar limitado nos seus registros pelo número de câmeras dispostas no campo, o conceito de Área de Vida Mínima (Lynam *et al.*, 2001) pode ser bastante útil, pois no caso de se ter uma ampla grade de amostragem (como neste estudo), e colocadas as câmeras

em locais preferencialmente utilizados pelos felinos, como estradas (Karanth & Nichols 1998, 2002), as chances de obter localizações dos indivíduos em um curto intervalo poderiam ser inclusive maiores do que as da radio-telemetria tradicional com transmissores VHF. Esta metodologia (VHF) precisa de radio-colares e equipamentos custosos, esforço de captura e monitoramento intensivos e que, até o momento, para a onça-pintada, tem resultado em estimativas de área de vida baseadas em limitados números de indivíduos (Schaller & Crawshaw, 1980; Silveira, 2004), mesmo com técnicas mais avançadas como estudos com colares GPS (Cavalcanti & Gese, 2009). No caso da onça-parda, as estimativas de área de vida são mais robustas por causa do alto número de indivíduos capturados, majoritariamente em estudos no hemisfério norte (Logan & Swenor, 2001; Dickson & Beier, 2002).

Estudando onças-pintadas na Costa Rica, Salom-Perez *et al.* (2007) calcularam áreas de vida mínimas mediante armadilhas-fotográficas e a máxima distância percorrida por indivíduos dentro de cada uma destas áreas. Ao comparar aquelas máximas distâncias percorridas com as máximas distâncias percorridas dentro de áreas de vida calculadas mediante radio-telemetria na mesma área de estudos, eles encontraram que ambas as metodologias (armadilhas-fotográficas e radio-telemetria) forneciam valores semelhantes, o que estaria sugerindo que os padrões de movimento calculados mediante armadilhas-fotográficas seriam relativamente acurados. Se bem no presente estudo o número de localizações utilizadas para a criação das áreas de vida mínimas é reduzido em comparação ao número de pontos utilizados em estudos de áreas de vida baseados em radio-telemetria (ver Scognamillo *et al.*, 2003; Silveira, 2004, Cavalcanti & Gese, 2009), o número de pontos utilizados para criar as áreas de vida mínima foram maiores dos utilizados por Salom-Pérez *et al.*, (2007) para criar as áreas mínimas, que naquele estudo resultaram similares com as áreas de vida nas distâncias máximas percorridas. Assim, ainda que os valores de área de vida mínima neste estudo possam não ser uma base para realizar comparações com áreas de vida calculadas da maneira tradicional, elas poderiam fornecer inferências sobre algumas tendências nas áreas de vida das onças.

O valor médio da máxima distância percorrida pelas onças-pintadas e onças-pardas na Caatinga é até o momento o maior registrado na literatura. Para a onça-pintada este valor é mais comparável ao valor médio da máxima distância percorrida correspondente as áreas de vida no Cerrado (Silveira, 2004). Para a onça-parda, este valor se aproxima mais aos registrados na America do Norte. Pesquisando áreas de vida de onças no Cerrado, e ao comparar o valor com outros biomas do Brasil, Silveira (2004) encontrou o maior valor de área de vida da espécie. O autor sugeriu que a referência mais correta para comparar as

áreas de vida deveria se focalizar nas fêmeas, cujo tamanho de área de vida seria o mais próximo ao valor “metabólico” do indivíduo (Sandell, 1989). Assim, para as fêmeas, o alimento (as presas) e sua distribuição espacial estariam influenciando o tamanho das áreas de vida, enquanto que para os machos seria a disponibilidade espacial de fêmeas.

Estudos anteriores no Parque (Wolff, 2001; Astete, 2008), registraram um menor número de espécies de mamíferos de médio e grande porte frente a outros biomas como o Cerrado, a Mata Atlântica ou o Pantanal, sendo que por exemplo, no Parque não foram registrados mamíferos como a anta (*Tapirus terrestris*), o queixada (*Tayassu pecari*) ou o tatu-canastra (*Priodontes maximus*), todas elas presas potenciais das onças. A falta dessas espécies (ou a sua abundância/densidade tão baixa que tenha impedido o seu registro nas armadilhas-fotográficas) provavelmente explique as maiores distâncias máximas movimentadas pela onça-pintada na procura de presas de médio e grande porte, que teoricamente formariam a base da sua alimentação (López-González & Miller, 2002; Astete *et al.*, 2008). No caso da onça-parda os valores da média da máxima distância percorrida pelas fêmeas se assemelham mais aos registrados na América do Norte, onde as onças-pardas são, em média, maiores em biomassa do que aquelas nos neotrópicos (Iriarte *et al.*, 1990). Nos estudos onde houveram cálculos simultâneos de áreas de vida de onças-pintadas e onças-pardas (Scognamillo *et al.*, 2003; Silveira, 2004), a área de vida das primeiras foi maior do que as segundas. O fato do resultado das máximas distâncias percorridas da onça-parda serem, em média, maiores do que as da onça-pintada podem ter a sua explicação na grande variação das áreas e o *n* reduzido (especialmente contando o menor número de áreas de vida mínima calculado no caso das onças-pardas), ou numa aparente exclusão espacial das onças-pardas por parte das onças-pintadas, a qual estaria forçando as primeiras a se deslocar maiores distâncias para evitar encontros com a onça-pintada.

Da mesma forma que o esperado pela teoria (Sandell, 1989), a área de vida mínima de um macho foi maior do que a das fêmeas em ambas as espécies, e este sobrepunha parcial ou completamente o território de uma ou mais fêmeas, sinal de um comportamento do macho em maximizar o acesso as fêmeas. Mas enquanto que para a onça-pintada, a porcentagem de sobreposição da área das fêmeas com machos foi levemente superior a porcentagem de sobreposição da área dos machos com as fêmeas, para a onça-parda a porcentagem de sobreposição da área de vida mínima das fêmeas com os machos foi mais do que o dobro em relação ao inverso (sobreposição da área dos machos com as fêmeas). Com um maior número de localizações por área de vida para cada indivíduo, e baseados em estudos de telemetria GPS, Cavalcanti & Gese (2009) acharam que, em média, uma onça-pintada fêmea sobrepunha 64% da sua área de vida com os machos e estes sobrepunham 27% da

sua área com as fêmeas. Aqueles resultados de sobreposição estão mais de acordo com o observado para as onças-pardas neste estudo. Mas, devido ao pequeno número de interações fêmea-macho registradas para a onça-parda (11 *versus* 31 na onça-pintada), os seus resultados devem ser tomados com cuidado.

Apesar disso, os resultados sugerem que, tanto para as onças-pintadas quanto para as onças-pardas, a área de vida de um macho não somente sobrepõe aos territórios de várias fêmeas, mas também ocorre o contrário, numa situação onde os territórios dos indivíduos seriam vistos como unidades permeáveis à sobreposição por outros indivíduos do mesmo sexo e do oposto. A sobreposição média das áreas de vida mínima de machos de onça-pintada entre eles é um pouco inferior aos dos machos de onça-parda, mas o tamanho das áreas mínimas dos machos da onça-pintada é, em geral, inferior. Esta considerável sobreposição entre as áreas de vida das onças-pintadas (em média, entre machos e fêmeas, mais de um 25% da área de vida mínima) tem sido relatada já no Pantanal (Cavalcanti & Gese, 2009), um ambiente com uma dinâmica particular de alagamentos sazonais, onde durante a estação chuvosa o recurso presas se concentra nas áreas elevadas, muito mais reduzidas.

Como mencionado anteriormente, em carnívoros, o território das fêmeas estaria determinado pela abundância e distribuição das presas (Sandell, 1989). De acordo com um estudo de adequabilidade de hábitat (ver Capítulo 2 deste trabalho), a região mais adequada para onça-pintada, onça-parda e veado-caatingueiro (*Mazama gouazoubira*), uma possível presa, encontra-se precisamente na região sul e centro-sul do Parque. Além disso, praticamente todas as áreas de vida mínima dos machos se sobrepõem na região centro-sul do Parque. As regiões sul e centro-sul são aquelas que contêm a maior quantidade de áreas de vida mínimas de fêmeas de onça-parda e onça-pintada, sendo que fora delas, sua presença é escassa. Quando as densidades de fêmeas são baixas, Sandell (1989) sugere que os machos solitários possam ter uma maior sobreposição nas suas áreas de vida. Para a onça-pintada, os resultados de menores densidades de fêmeas segundo os modelos *SCR*, e a sua preferência em uma região do Parque frente às outras, sugerem que essa seja a explicação.

Devido à reduzida amostra de onças-pardas, e aos resultados contraditórios de densidade de fêmeas com os modelos *SCR* frente aos mesmos resultados de densidade de fêmeas de onças-pintadas, ainda é necessária mais informação para entender a alta sobreposição entre os machos da onça-parda. Mas a aparente maior área dos machos de onça-parda frente aos machos de onça-pintada, considerando a distribuição espacial das áreas dos



machos, poderia ter a sua explicação em algum tipo de exclusão competitiva, na qual os machos de onça-pintada asseguram para eles uma zona de alta sobreposição na região centro-sul, próxima a região mais adequada para a espécie (aquela utilizada pelas fêmeas), enquanto que as onças-pardas machos percorrem áreas maiores, aparentemente, como uma forma de evitar as onças-pintadas.

Este estudo representa a primeira estimativa da abundância e da densidade populacional para onça-pintada e onça-parda através da comparação de técnicas espaciais e não espaciais de captura-recaptura. Os resultados mostraram a necessidade de se incluir o sexo como covariável em ambas as espécies, e as diferenças nas probabilidades de captura e recaptura entre machos e fêmeas. O uso da estatística de seleção de modelos (utilizada tanto pelo programa MARK e o *secr*) para a construção de modelos *a priori* forneceu resultados mais consistentes do que a estatística de aderência de modelos. Apesar do debate atual sobre a construção de uma área tampão (*buffer*) para modelos de captura-recaptura não espaciais, os dados da estimativa de área de vida mínima apontaram que os *buffers* utilizados neste estudo estavam dentro dos valores apontados pela teoria como adequados para obter estimativas confiáveis de densidade. Por não estarem limitados ao problema do cálculo do *buffer*, os modelos *SCR* possuem um grande potencial para estimativas de densidade e é recomendado seu uso futuro e comparação com modelos não-espaciais como os utilizados no MARK. O esforço de amostragem com armadilhas-fotográficas ao longo destes dois anos é o maior até o momento realizado no bioma Caatinga, e um dos maiores do Brasil. Igualmente é o primeiro que estima a probabilidade de sobrevivência de ambas as espécies no bioma semi-árido da Caatinga, um ambiente teóricamente menos adequado para os felinos do que outros biomas no país. Os resultados desta pesquisa, apesar de serem exploratórios devido aos poucos anos amostrados, apontam que as probabilidades de sobrevivência da onça-parda são menores do que as da onça-pintada. Os resultados deste estudo fornecem evidência a hipótese que a maior população e sobrevivência da onça-pintada frente à onça-parda ao longo do tempo pode ser consequência de um plano de manejo estabelecido desde 1994 no Parque Nacional Serra da Capivara. O aumento das presas de médio e grande porte teria favorecido a recuperação populacional da onça-pintada que, por sua vez, parece estar exercendo uma pressão demográfica negativa na abundância populacional e sobrevivência da onça-parda. A situação populacional de ambas as populações dos felinos (e da mastofauna em geral) e seus aparentes elos com um sistema de manejo de água único na América Latina merecem mais estudos para acompanhar seus efeitos ao longo do tempo e assegurar sua conservação no bioma da Caatinga.

### 3.5. REFERÊNCIAS

- Alho, J.M., 1990. Logistic regression in capture–recapture models. *Biometrics* 46: 623–635.
- Astete, S., Sollmann, R., Silveira, L., 2008. Comparative Ecology of Jaguars in Brazil. *Cat News* 42: 9-14.
- Astete, S., 2008. Ecologia da onça-pintada nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões, Piauí. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasil, 121 pp.
- Blair, W.F., 1940. Home ranges and populations of the meadow vole in southern Michigan. *Journal of Wildlife Management* 4: 149–161.
- Buja, K., 2009. Find overlapping polygons. Script para ArcGIS. (<http://arcscrips.esri.com/details.asp?dbid=15198>) Acessado Dezembro 2010.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R., 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, Second edition. Springer, New York, NY, USA.
- Capobianco, J.P.R., 2002. Artigo base sobre os biomas brasileiros. In: Camargo, A.; Capobianco, J.P.R.; Oliveira, J.A.P. (Orgs.). Meio ambiente Brasil: avanços e obstáculos pós-Rio-92. Estação Liberdade/Instituto Socioambiental/Fundação Getúlio Vargas. São Paulo, SP, Brasil.
- Cavalcanti, S.M.C., & Gese, E.M., 2009. Spatial ecology and social interactions of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 90: 935-945
- Chao, A., & Huggins, R.M., 2005. Modern closed-population capture recapture models. In: Amstrup, S.C., McDonald, T.L., & Manly, B.F.J.(Eds.) *The Handbook of Capture-Recapture Analysis*. Princeton University Press, New Jersey, USA, pp. 58-87.
- Cooch, E.G., Pradel, R., & Nur, N., 1996. Practical Guide to Mark-Recapture Analysis Using SURGE. Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, C.N.R.S., Montpellier, France.
- Cooch, E. & White, G.C., 2007. Program MARK: a gentle introduction, 6th edn. <http://www.phidot.org/software/mark/docs/book/>. Acessado Dezembro 2010.
- Cormack, R.M., 1964. Estimates of survival from the sightings of marked animals. *Biometrika* 51: 429–438.
- Cullen Jr.L., Sana, D., Abreu, K.C. & Nava, A.F.D., 2005. Jaguars as landscape detectives for the upper Paraná river corridor, Brazil. *Natureza e Conservação* 3: 124-146.
- Dice, L.R. 1938. Some census methods for mammals. *Journal of Wildlife Management* 2: 119–120.
- Dickson, B.G., Beier, P.. 2002. Home-range and habitat selection by adult cougars in Southern California. *Journal of Wildlife Management* 6640: 1235-1245.
- Donadio, E. & Buskirk, S.W., 2006. Diet, morphology, and interspecific killing in carnivora. *American Naturalist* 167: 524–536.
- Efford, M. 2004. Density estimation in live-trapping studies. *Oikos* 106: 598–610.
- Emperaire, L., 1984, A região da Serra da Capivara (Sudeste do Piauí) e sua vegetação. *Brasil Florestal* 14: 5-21.
- ESRI, 2009. ArcGIS Desktop: Release 9.31. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- Fundação Museu do Homem Americano (FUMDHAM), 1998. Parque Nacional Serra da Capivara. Alínea Publicações Editora - Lage Design, Brazil. 94 p.
- Gardner, B., Royle, J.A. & Wegan, M.T., 2009. Hierarchical models for estimating density from DNA mark-recapture studies. *Ecology* 90: 1106–1115.
- Hayne, D.W. 1949. Calculations of home range size. *Journal of Mammalogy* 30: 1–18.
- Holdenried, R. 1940. A population study of the long-eared chipmunk (*Eutamias quadrimaculatus*) in the central Sierra Nevada. *Journal of Mammalogy* 21: 405–411.
- Huggins, R.M., 1989. On the statistical analysis of capture-recapture experiments. *Biometrika* 76: 133–140.
- Huggins, R.M., 1991. Some practical aspects of a conditional likelihood approach to capture experiments. *Biometrics* 47: 725–732.

- Iriarte, J.A., Franklin, W.L., Johnson, W.E. & Redford, K.H., 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the American puma (*Felis concolor*). *Oecologia* 85: 185–190.
- Jolly, G. M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration—stochastic model. *Biometrika* 52: 225–247.
- Karanth, K.U. & Nichols, J.D., 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79: 2852–2862.
- Karanth, K. U. & Stith, B. M., 1999. Prey depletion as a critical determinant of tiger population viability. In: Seidensticker, J., Christie, S. & Jackson, P. (Eds.), *Riding the Tiger: Tiger conservation in human dominated landscapes*. Cambridge University Press., UK, pp. 100–113.
- Karanth, K.U. & Nichols, J.D., 2002. *Monitoring tigers and their prey: A manual for researchers, managers and conservationists in Tropical Asia*. Centre for Wildlife Studies, Bangalore, India.
- 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.
- Karanth, K.U., Chellam, R., 2009. Carnivore conservation at the crossroads. *Oryx* 43: 1–2.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D. & Kumar, N.S., 2011. Estimating Tiger Abundance from Camera Trap Data: Field Surveys and Analytical Issues. In: O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U. (Eds.) *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, pp. 97–118.
- Karanth, K.U., 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71: 333–338.
- Kelly, M.J., A.J. Noss, M.S. Bitetti, L. Maffei, & Arispe, R.L., 2008. Estimating puma density from camera trapping across three study sites: Bolivia, Argentina, and Belize. *Journal of Mammalogy* 89: 408–418.
- Lebreton, J.D., Burnham, K.P., Colbert, J. & Anderson, D.R., 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecological Monographs* 62: 67–118.
- Logan, K.A. & Sweanor, L.L., 2001. *Desert Puma: evolutionary ecology and conservation of an enduring carnivore*. Island Press, Washington, DC, USA. 463p.
- López-González, C.A. & Miller, B.J., 2002. Do jaguars (*Panthera onca*) depend on large prey? *Western North American Naturalist* 62: 218–222.
- Lynam, A., Kreetiyutanont, J.K. & Mather, R., 2001. Conservation status and distribution of the Indochinese tiger (*Panthera tigris corbetti*) and other large mammals in a forest complex in northeastern Thailand. *Natural History Bulletin of Siam Society* 49: 61–75.
- Maffei, L., Cuéllar, E. & Noss, A., 2004. One thousand jaguars (*Panthera onca*) in Bolivia's Chaco? Camera trapping in the Kaa-lyá National Park. *Journal of Zoology* 262: 295–304.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA), 2004. *Biodiversidade da caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação/organizadores: José Maria Cardoso da Silva, Marcelo Tabarelli, Mônica Tavares de Fonseca, Livia Vanucci Lins – Brasília, DF. Universidade Federal de Pernambuco. 382p.*
- Negrões, N., Sarmiento, P., Cruz, J., Eira, C., Revilla, E., Fonseca, C., Sollmann, R., Tôrres, N.M., Furtado, M.M., Jácomo, A.T.A. & Silveira, L., 2010 Use of camera-trapping to estimate puma density and influencing factors in central Brazil. *Journal of Wildlife Management* 74: 1195–1203
- Negrões, N., 2009. *Co-existência Homem-Fauna na fronteira agrícola da Amazônia / Human-Wildlife Coexistence in the Amazon Agricultural frontier. Tese de Doutorado. Universidade do Aveiro, Portugal, 151 p.*
- O'Brien, T.G., 2011. Abundance, Density and Relative Abundance: A Conceptual Framework. In: O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U. (Eds.) *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, pp. 71–96.
- Otis, D.L., Burnham, K.P., White, G.C. & Anderson, D.R., 1978. Statistical inference from capture data on closed populations. *Wildlife Monographs* 62: 1–135.

- Palomares, F. & Caro, T.M., 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *American Naturalist* 153: 492–508.
- 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.
- Pollock, K.H. & Alpizar-Jara, R., 2005. Open capture-recapture models. In: Amstrup, S.C., McDonald, T.L., & Manly, B.F.J.(Eds.) *The Handbook of Capture-Recapture Analysis*. Princeton University Press, New Jersey, USA, pp. 36-57.
- Rayan, M.D., Mohamad, S.W., 2009. The importance of selectively logged forests for tiger *Panthera tigris* conservation: a population density estimate in Peninsular Malaysia. *Oryx* 43: 48–51.
- Rexstad, E. & Burnham, K.P., 1991. User's guide for Interactive Program CAPTURE. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins, USA.
- Ritchie, E.G. & Johnson, C.N., 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12: 982-998.
- Royle, J.A. & Dorazio, R.M., 2008. Hierarchical modeling and inference in ecology: the analysis of data from populations, metapopulations, and communities. Academic, San Diego, CA, USA.
- Royle, J.A. & Young, K.V., 2008. A hierarchical model for spatial capture–recapture data. *Ecology* 89: 2281–2289.
- Royle, J.A., Nichols, J.D., Karanth, K.U. & Gopalaswamy, A., 2009. A hierarchical model for estimating density in camera trap studies. *Journal of Applied Ecology* 46: 118–127.
- Royle, J.A. & Gardner, B., 2011. Hierarchical spatial capture-recapture models for estimating density from trapping arrays. In: O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U. (Eds.) *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, USA, pp. 163-190.
- Salom-Pérez, R., Carrillo, E., Sáenz, J.C. & Mora, J.M., 2007. Critical condition of the jaguar *Panthera onca* population in Corcovado National Park, Costa Rica. *Oryx* 41: 51-56.
- Sandell, M., 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. In: Gittleman, J.L. (Ed.), *Carnivore Behavior, Ecology and Evolution*. Cornell University Press, Ithaca, USA, pp. 164–182.
- Sanderson, E.W., Redford, K.H., Chetkiewicz, C.B., Medellin, R.A., Rabinowitz, R.A., Robinson, J.G. & Taber, A.B., 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology* 16: 1–15.
- Schaller, G.B., Crawshaw Jr., P.G., 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotropica* 12: 161–168.
- Scognamillo, D., Maxit, I., Sunquist, M. & Polisar, J., 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology* 259: 269–279.
- Seber, G.A.F., 1965. A note on the multiple-recapture census. *Biometrika* 52: 249–259.
- Secretaria Do Meio Ambiente Da Presidência Da República (SMAPR), 1994. Plano de Manejo Parque Nacional Serra da Capivara. Brasília, Brasil.
- Seymour, K.L., 1989. *Panthera onca*. *Mammalian Species* 340: 1–9.
- Sharma, R.K., Jhala, Y., Qureshi, Q., Vattakaven, J., Gopal. R. & Nayak, K., 2010. Evaluating capture-recapture population and density estimation of tigers in a population with known parameters. *Animal Conservation* 13: 94–103.
- Silveira, L., Jácomo, A.T.A. & Diniz-Filho, J.A.F., 2003. Camera trap, line transect census and track surveys: a comparative evaluation. *Biological Conservation* 114: 351-355.
- 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 north-eastern Brazil. *Oryx* 44: 104–109.
- 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 de Brasília, Brasil. 240 p.

- Silver, S., Ostro, L., Marsh, L., Maffei, L., Noss, A., Kelly, M., Wallace, R., Gómez, R. & Ayala, G., 2004. The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx* 38: 148-154.
- Silver, S., 2004. Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras. Wildlife Conservation Society. New York, USA. 25 p.
- Soisalo, M. & Cavalcanti, S., 2006. Estimating the density of a jaguar population in the Brazilian Pantanal using camera-traps and capture–recapture sampling in combination with GPS radio-telemetry. *Biological Conservation* 25: 487 - 496.
- Sollmann, R., Furtado, M.M., Gardner, B., Hofer, H., Jacomo, A.T.A., Torres, 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.
- Stanley, T.R. & Burnham, K.P., 1999. A closure test for time-specific capture–recapture data. *Environmental and Ecological Statistics* 6: 197–209.
- Stanley, T.R. & Richards, J.D., 2005. A program for testing capture–recapture data for closure. *Wildlife Society Bulletin* 33: 782–785.
- Stickel, L.F., 1954. A comparison of certain methods of measuring ranges of small mammals. *Journal of Mammalogy* 35: 1–15.
- Sunquist, M.E. & Sunquist, F.C. 1989. Ecological constraints on predation by large felids. In: Gittleman, J.L. (Ed.), *Carnivore Behavior, Ecology, and Evolution*, Cornell University Press, Ithaca, USA, pp. 283–301.
- Treves, A., Karanth, U., 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology* 17: 1491-1499.
- Tôrres, N.M., 2010. Avaliação de modelos de distribuição de espécies e sua aplicação na conservação da onça-pintada (*Panthera onca*). Tese de Doutorado. Universidade Federal de Goiás, Goiás, Brasil. 172p.
- Wallace, R.B., Gomez, H., Ayala, G. and Espinoza, F., 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *Mastozoological Neotropical* 10: 5–11.
- White, G.C. & Garrott, R.A., 1990. *Analysis of wildlife radio-tracking data*. Academic Press, New York, NY, USA.
- White, G.C., Anderson, D.R., Burnham, K.P. & Otis, D.L., 1982. Capture–recapture and removal methods for sampling closed populations. Los Alamos National Laboratory Publication LA-8787-NERP. Los Alamos, NM, USA.
- White, G.C., & Burnham, K.P., 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplement: 120-138.
- White, G.C., 2008. Closed population estimation models and their extensions in Program MARK. *Environmental and Ecological Statistics* 15: 89–99.
- Wilson, K.R. & Anderson, D.R., 1985. Evaluation of two density estimators of small mammal population size. *Journal of Mammalogy* 66: 13–21 .
- Wolff, F., 2001. Vertebrate ecology in caatinga: A. Distribution of wildlife in relation to water. B. Diet of pumas (*Puma concolor*) and relative abundance of felids. Dissertação de Mestrado, University of Missouri, USA.
- Wozencraft, W.C., 2005. Order Carnivora, In: Wilson, D.E. & Reeder, D.M. (Eds.) *Mammals of the world: A Taxonomic and Geographic Reference*. 3rd Edition. The Johns Hopkins University Press, USA, pp. 532-628.
- 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, USA.

## **4. PADRÕES ESPACIAIS E TEMPORAIS DAS ONÇAS PINTADA E PARDA; ESPÉCIES E ABUNDÂNCIA RELATIVA DA MASTOFAUNA NO PARQUE NACIONAL SERRA DA CAPIVARA, PIAUÍ.**

### **4.1. INTRODUÇÃO**

A dinâmica da competição entre predadores de topo e mesopredadores pode levar a uma supressão do mesopredador por parte do predador de topo, um fato registrado em nível geográfico e taxonômico, especialmente entre felinos (Ritchie & Johnson, 2009). Procurando compreender como e por que acontece esta supressão, Ritchie & Johnson (2009) propõem dois motivos. Segundo os autores, o primeiro seria o 'ódio', um cenário no qual os predadores de topo estariam ativamente perseguindo aos mesopredadores para eliminá-los. O segundo motivo seria o medo, no qual, devido ao cenário anteriormente explicado, os mesopredadores estariam fortemente motivados a evitar contato direto com o predador de topo, restringindo o seu uso do habitat, o que levaria a uma situação de "paisagem do medo" (Laundre *et al.*, 2011) na qual a seleção de locais para evitar os predadores de topo poderia ser inclusive mais forte por parte dos mesopredadores do que das presas dos predadores de topo. Finalmente, Ritchie & Johnson (2009) sugerem que, do ponto de vista dos mesopredadores, estes poderiam reduzir os encontros com os predadores de topo mudando o uso do habitat em favor de habitats que forneçam refúgio frente a estes e alterando o comportamento de forrageamento e padrões de atividade.

Os carnívoros se encontram vinculados com as suas espécies de presas. Eles dependem não somente da densidade de presas (Karanth *et al.*, 2004), mas também na biomassa delas (Carbone & Gittleman, 2002). A convivência entre carnívoros simpátricos poderia ser explicada por uma diferenciação de tamanho/biomassa das espécies ou uma predação seletiva em algum tamanho de presa, de modo a permitir que cada uma explore diferentes faixas de tamanho de presa, o que permitiria reduzir potenciais conflitos por recursos (Karanth & Sunquist, 1995). A coexistência pode também ocorrer ao nível de habitat, onde os carnívoros simpátricos poderiam conviver mediante a partição do habitat (Jácomo *et al.*, 2004; McDonald, 2006). Inclusive, a coexistência entre carnívoros simpátricos pode ser encontrada por meio da partição do espaço (Durant, 1998; Palomares *et al.*, 1999) ou mediante diferenças em padrões de atividade (Karanth & Sunquist, 2000; Hayward & Slotow, 2009).

A onça-pintada (*Panthera onca*) é o maior carnívoro das Américas. No último século a espécie vem sendo extinta em grande parte da sua distribuição natural original (Sanderson *et al.*, 2002) e atualmente a onça-pintada persiste em apenas metade desta extensão (Sanderson *et al.*, 2002; Zeller, 2007). A onça-pintada ocorre simpatricamente com a onça-parda (*Puma concolor*) ao longo da distribuição desta última (Iriarte *et al.*, 1990). Devido aos impactos causados pelo homem, a onça-parda também já perdeu quase um terço da sua distribuição original, embora ainda persista em locais nos quais a onça-pintada já foi erradicada (Sunquist & Sunquist, 2002; Zeller, 2007). De tamanho menor quando ocorre juntamente com a onça-pintada do que quando ocorre em regiões sem ela presente (Iriarte *et al.*, 1990), a onça-parda explora um nicho trófico mais amplo do que a onça-pintada, incluindo presas menores que as preferidas pela onça-pintada quando ambos predadores ocorrem juntos (Scognamillo *et al.*, 2003). Quando ocorrem juntas, ambas as espécies tendem a se evitar, tanto temporal (Harmsen *et al.*, 2009; Romero-Muñoz *et al.*, 2010), quanto espacialmente (Scognamillo *et al.*, 2003). Por causa da sua maior biomassa (Seymour, 1989), a onça-pintada tem sido considerada como dominante sobre a onça-parda (Schaller & Crawshaw, 1980). Esta aparente dominância também se reflete nas tendências populacionais das espécies ao co-ocorrerem, pois onde a população da onça-pintada tem sido relatada como abundante, a população da onça-parda tem sido relatada como menor ou rara (Rabinowitz & Nottingham, 1986; Azevedo & Murray, 2007). O fenômeno contrário também tem sido relatado, onde em algumas regiões semi-áridas a onça-parda seria mais abundante do que a onça-pintada (Wolff, 2001; Noss *et al.*, 2006).

As armadilhas-fotográficas (dispositivos automáticos ativados por calor e movimento) fornecem informação sobre a presença/ausência de uma espécie, além de uma quantidade de informações adicionais (como horário de atividade, comportamentos, sexo, condição física, etc), que ainda hoje em dia é pouco explorada (O'Connell *et al.*, 2011). Sem a necessidade de uma plena identificação individual de cada animal como nos estudos de abundância/densidade (Karanth, 1995; Karanth *et al.*, 2011), as estimativas de padrões espaciais como a ocupação são especialmente interessantes quando as espécies não podem ser individualmente identificadas. Neste caso, a ferramenta da armadilha-fotográfica tem colocado novamente em relevância a importância de dados tão simples como os de presença/ausência e seu uso para inferir a probabilidade de detecção e probabilidade de ocupação de uma determinada área, inclusive para estudos de distribuição (O'Connell & Bailey, 2011). O horário das 'capturas' com armadilhas-fotográficas, somado ao acúmulo de registros, permitem estudar os padrões de atividade das espécies (Maffei *et al.*, 2002; Astete *et al.*, 2008) e modelar as suas interações (Harmsen *et al.*, 2009).

No presente estudo foram utilizadas armadilhas-fotográficas para avaliar as onças-pintadas e onças-pardas no no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí. Com os dados obtidos em diferentes amostragensobteve-se uma listagem das potenciais espécies de presas no Parque e foram calculadas as suas adundâncias relativas. Foi realizada ainda uma modelagem da probabilidade de ocupação do habitat pelas onças. Também foram calculadas interações temporais das onças com uma das mais abundantes espécies de presa.

## **4.2. MATERIAIS E MÉTODOS**

### **4.2.1. ÁREA DE ESTUDOS**

#### *Parque Nacional Serra da Capivara*

O Parque Nacional da Serra da Capivara, com 129.953 hectares de extensão é localizado no sul do estado do Piauí, nos municípios de São Raimundo Nonato, São João do Piauí, Coronel José Dias e Canto do Burití (FUMDHAM, 1998). A temperatura média anual é de 28°C, variando entre 12°C e 45°C. Com chuvas de curta duração, a precipitação média anual é de 644 mm, com uma máxima, em 70 anos, de 1.464 mm e mínima de 250 mm (Fumdhham, 1998). A topografia do Parque consiste em sua maior parte num platô cortado por uma série de vales e canyons e rodeado de penhascos de 50 até 200 m de altitude, localizados em sua maior parte perto dos limites da unidade. Com oito tipos de vegetação registrados, o Parque está coberto em sua maior parte por uma vegetação arbustivo-arbórea típica de caatinga, de 6-10m no seu platô central (Emperaire, 1984). O Parque não possui cursos de água permanente e está sob um manejo artificial de água que consiste em um sistema de pontos de distribuição desta ('caldeirões') por toda a sua área. Estes pontos concentram-se na região sul, norte e, em menor medida na região leste do Parque (Fumdhham, 1998) (Figura 4.1).

### **4.2.2. ANÁLISES TEMPORAIS E ESPACIAIS**

Com o fim de conhecer os padrões espaciais e temporais das espécies foram realizadas diversas análises, baseadas em armadilhas-fotográficas. Para cada estudo, utilizaram-se dados correspondentes a diferentes períodos de amostragem e disposição espacial. A base para a disposição dos pontos de amostragem foi o estudo de abundância/densidade, desenvolvido no Capítulo 3. Como explicado naquele capítulo, a distância entre os pontos de amostragem pretendeu, *a priori*, estabelecer uma independência espacial entre os



pontos para a onça-pintada, o maior predador na região. Para a análise de ocupação foram considerados dados de 2009 e 2010, com 58 pontos amostrados durante 5 meses e um esforço de 7.730 armadilhas-noite (ver Capítulo 3 para mais detalhes sobre a localização dos pontos). Para as interações temporais foram considerados dados de 2007, 2009 e 2010, sendo que em 2007 foram amostrados 28 pontos durante 9 meses (esforço de 3.680 armadilhas-noite), em 2009 70 pontos (9.004 armadilhas-noite) e em 2010 58 pontos (7.538 armadilhas-noite) (ver Capítulo 3 para mais detalhes sobre localização das armadilhas em cada campanha). E, finalmente para o Índice de Abundância Relativa e riqueza de espécies, foram utilizados os dados combinados das amostragens de 2009 e 2010, com um esforço acumulado de 16.532 armadilhas-noite.

#### *Análise de Ocupação Espacial*

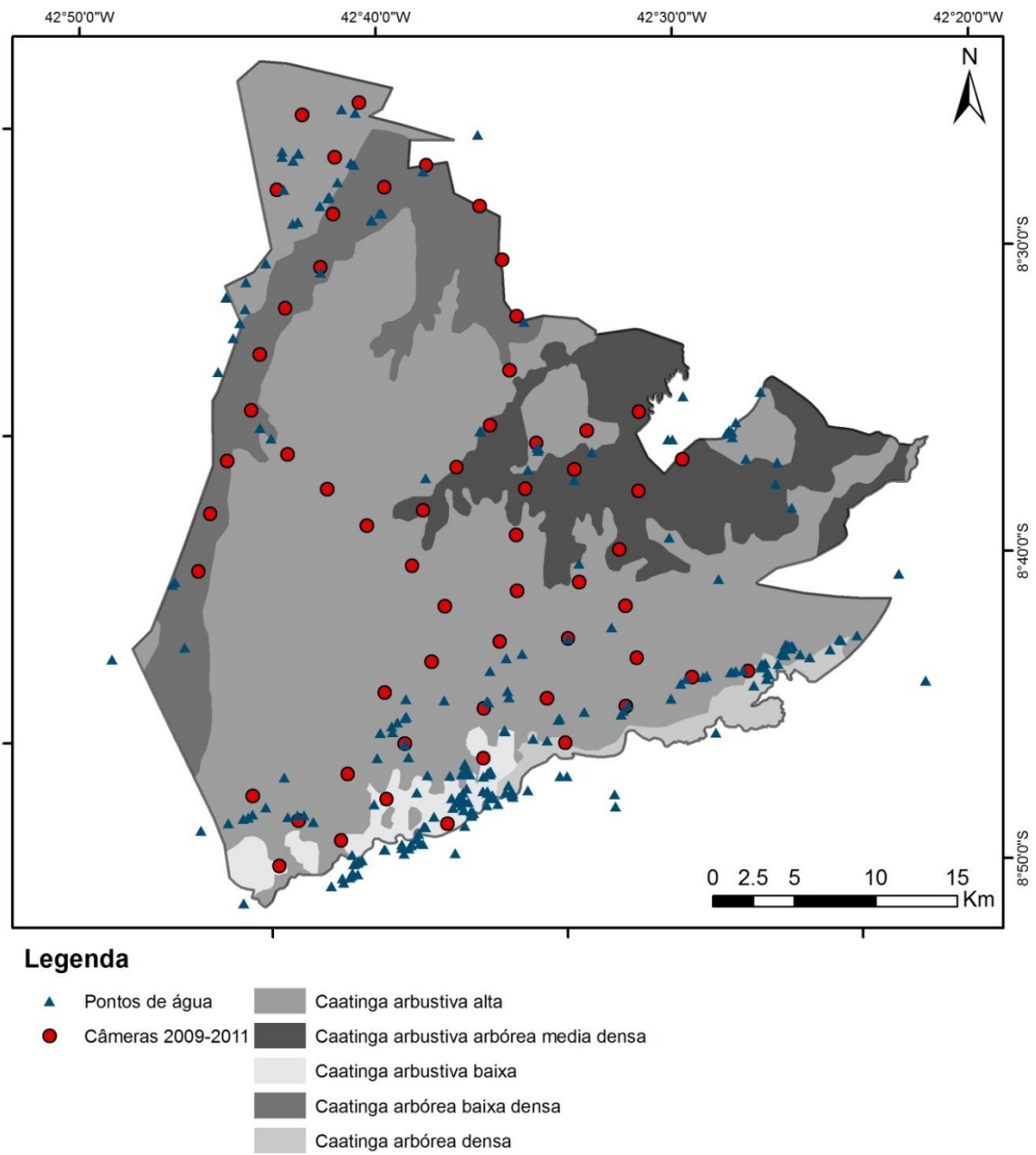
Para as análises de co-ocupação entre a onça-pintada e a onça-parda foram utilizados os dados de armadilhas-fotográficas das campanhas de amostragem de 2009 e 2010. As armadilhas-fotográficas são dispositivos ativados por calor e movimento, e para este estudo foram dispostas em “estações de captura”, dispostas em pares, com uma câmera fixada em cada lado da estrada ou trilha, permitindo captar ambos os lados de um dado indivíduo ‘capturado’ num dado momento. Neste estudo foram utilizadas 58 estações de amostragem separadas por uma média de 2,9 km, dispostas em todas as estradas e cobrindo a maior parte do Parque todo. A disposição das estações foi a mesma do estudo realizado no Capítulo 3, sendo que não foram incluídos os 12 pontos adicionais de 2009 localizados nas fontes de água (Figura 4.1 e Figura 4.2).

Posteriormente, foi criada uma matriz binária de captura-recaptura para as duas espécies, com períodos de amostragem considerando intervalos de 7 dias, resultando em 21 períodos. Quando qualquer indivíduo de onça-pintada ou onça-parda foi registrado por uma armadilha no intervalo, o ponto correspondente a estação de amostragem recebeu o valor um (“1”), em caso de nenhum registro, o valor zero (“0”). Para os modelos de ocupação de co-ocorrência o procedimento foi semelhante, mas cada um dos 21 períodos continha uma dupla de informações binárias (correspondente a cada uma das duas espécies), considerando em primeiro lugar a informação correspondente à onça-pintada (“A”) como a espécie dominante, e em segundo lugar à onça-parda (“B”) a espécie subordinada.

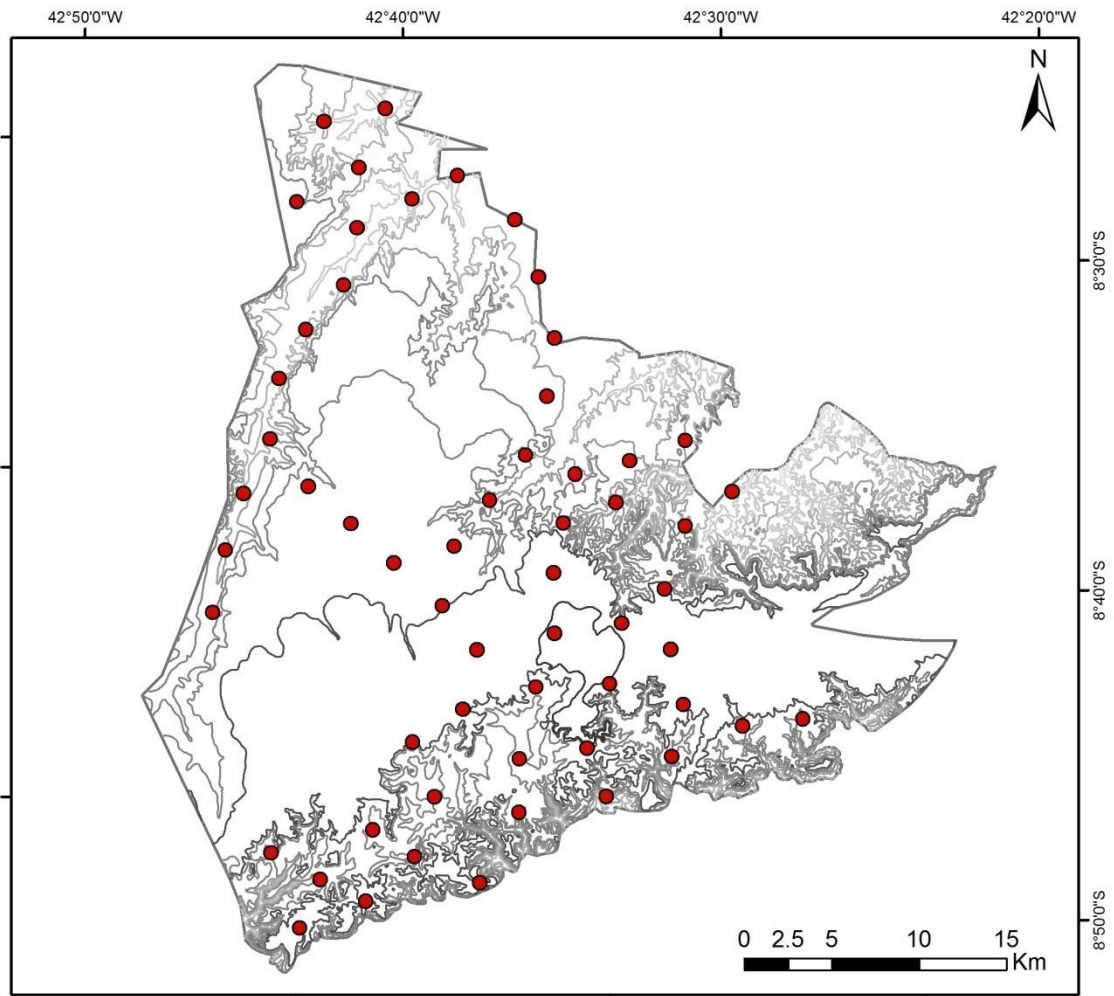
Adicionalmente, para cada estação de amostragem foram obtidas covariáveis individuais do microhabitat que poderiam explicar a presença das onças no local. Estas foram: Altitude do ponto, Distância a fonte de água mais próxima, Distância ao centro povoado mais próximo, Índice de Abundância Relativa de Onça-Pintada, Índice de Abundância Relativa de Onça-

Parda e finalmente um Índice de Biomassa de presas. O Índice de Abundância Relativa (RAI-2, Carbone *et al.*, 2001) é calculado pelo número de fotografias independentes (mais de uma hora entre duas fotos da mesma espécie) em cada ponto amostral dividido pelo seu esforço. A somatória acumulada de cada valor registrado em cada ponto resulta no índice RAI-2. Para calcular o Índice de Biomassa de presas se realizaram todos os processos do RAI-2, mas somente considerando presas de médio e grande porte (acima de 4 kg.) e, posteriormente, foi corrigido no caso de espécies gregárias, multiplicando-se o valor do RAI-2 pelo tamanho médio do grupo, seguindo indicações da literatura. Finalmente, este valor foi multiplicado pelo peso médio da espécie segundo a literatura (Silveira, 2004). Semelhante ao procedimento no RAI-2, o cálculo de Índice de Biomassa é feito pontualmente e depois somado para obter o valor total. Adicionalmente, o tempo de amostragem foi dividido nos períodos correspondentes às temporadas seca e chuvosa: em 2009, nos 21 períodos, 9 corresponderam a temporada seca (setembro a novembro 2009) e 12 a chuvosa (novembro 2009 a janeiro 2010). Em 2010, nos 21 períodos, 8 corresponderam a temporada seca (setembro a outubro 2010) e 13 a chuvosa (novembro 2010 a janeiro 2011).

Com todas as covariáveis de ambas as amostragens (2009 e 2010) realizou-se uma Análise de Componentes Principais com o fim de verificar a existência de alguma correlação entre as covariáveis. No caso de duas ou mais covariáveis estarem correlacionadas, decidiu-se utilizar o valor do primeiro Componente Principal (aquele que representa a maior parte da variabilidade) como uma combinação daquelas covariáveis. Para realizar os cálculos de Ocupação utilizou-se o programa MARK (White & Burnham, 1999).



**Figura 4.1.** Localização das armadilhas fotográficas durante as amostragens de 2009 e 2010 no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, utilizadas para o estudo de ocupação.



**Legenda**

- |                        |        |                     |
|------------------------|--------|---------------------|
| <b>Curvas de nível</b> | — 480m | ● Câmeras 2009-2011 |
| — 320m                 | — 520m |                     |
| — 360m                 | — 560m |                     |
| — 400m                 | — 600m |                     |
| — 440m                 |        |                     |

**Figura 4.2.** Topografia do PNSC (curvas de nível) e localização das armadilhas fotográficas durante as amostragens de 2009 e 2010 no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, utilizadas para o estudo de ocupação.

Os modelos de ocupação (*occupancy*), baseados em dados repetidos de detecção e não detecção, estimam a probabilidade de uma espécie estar ocupando uma determinada área, enquanto corrigem para a detecção imperfeita da mesma (MacKenzie *et al.*, 2006). A coleção de dados necessária para as análises de ocupação é relativamente simples, como por exemplo, observações diretas (avistamentos, armadilhas-fotográficas) ou evidências indiretas (pegadas, fezes) (O’Connell & Bailey, 2011). Para realizar inferências válidas sobre mudanças na ocorrência de uma espécie é preciso tratar com duas importantes fontes de variação, a variação espacial e a detectabilidade (Lancia *et al.*, 1994). Com esse fim, avanços recentes permitem o uso eficiente de informação de detecção/não detecção de uma espécie para realizar inferências sobre se uma espécie está ou não presente ou ausente, considerando o processo imperfeito de detecção (MacKenzie *et al.*, 2003; MacKenzie, 2005). Nos modelos de ocupação, embora não exista dúvida sobre o estado de ocupação no local em que a espécie é detectada, o registro de não detecção leva a uma interpretação ambígua da ocupação. A probabilidade de detecção (captura) é vital nos modelos captura-marcação-recaptura (CMR), devido à necessidade de tratar com a incerteza no processo de recaptura. E a adição da probabilidade de detecção aos modelos de ocupação contribui para melhorar a confiabilidade das inferências, pois a relação entre a contagem (número de locais onde a espécie é detectada) e a ocupação é desconhecida (O’Connell & Bailey, 2011).

Atualmente, existem dois enfoques teóricos para estimar a ocupação. Um deles, proposto por MacKenzie *et al.* (2002, 2003) estima os parâmetros de ocupação e detectabilidade em um cenário da estatística de seleção de modelos, e o outro, proposto por Royle & Dorazio (2008) trabalha no cenário da estatística Bayesiana. Em ambos os métodos, é preciso uma coleção de dados (presença/ausência) em cada ponto durante cada período. Os dados de detecção da espécie alvo são representados com um valor “um” (1) e os registros de não detecção recebem um valor “zero” (0). Nestes modelos, durante a amostragem  $T$ , a probabilidade de um local  $i$  estar ocupado pela espécie alvo recebe o nome de  $\Psi_i$ , e a probabilidade de detectar a espécie num local  $i$  durante um período  $j$  recebe o nome de  $p_{ij}$ . Finalmente, a probabilidade de detectar a uma espécie pelo menos uma vez durante a amostragem seria:

$$p^* = 1 - \prod_{j=1}^T (1 - p_j)$$

E, de acordo com esta,  $(1 - p^*)$  seria a probabilidade de falhar na detecção da espécie num local ocupado por esta. Por exemplo, em um local com um histórico de detecções de “0010” a probabilidade de observar aquele histórico poderia ser representada da seguinte forma:

$$\text{Pr}(0010) = \Psi (1 - p_1) (1 - p_2) p_3 (1 - p_4)$$

Este tipo de modelagem recebe o nome de modelo de ocupação de uma única ocasião (*single season occupancy model*) (MacKenzie *et al.*, 2002), o qual assume que o estado da ocupação da população é “fechada” durante a “sessão” de amostragem. Entretanto, é possível que a ocupação mude no tempo (entre “sessões”). Posteriormente, surgiu uma outra modelagem, chamada de modelo de ocupação de sessão múltipla (*multi-season occupancy model*) (MacKenzie *et al.*, 2003) o qual inclui parâmetros dinâmicos como probabilidades de colonização e extinção locais. Similarmente ao desenho robusto de Pollock (1982) esta modelagem assume que os locais de amostragem são visitados várias vezes dentro de uma sessão, na qual o estado da ocupação é estático para cada local. Assim, a detecção pode variar entre sessões ou entre períodos, mas não dentro de uma sessão de amostragem (O’Connell & Bailey, 2011).

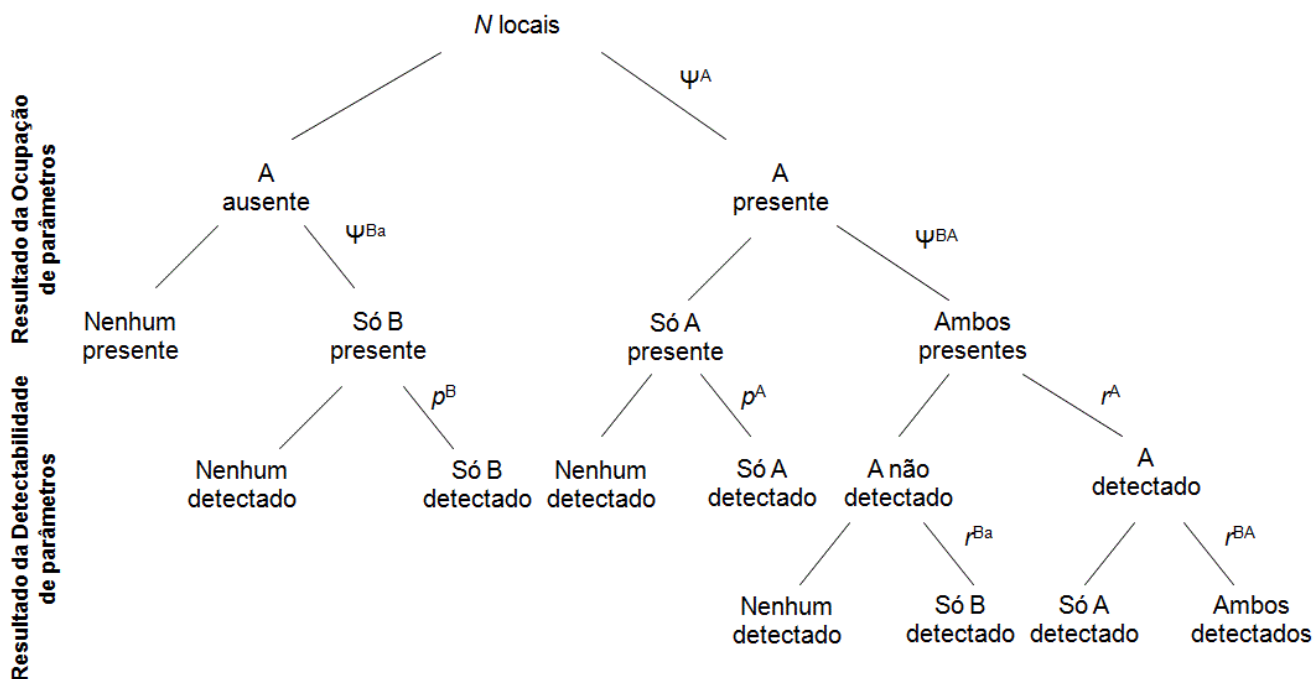
Basicamente, os modelos de ocupação requerem as seguintes premissas (MacKenzie *et al.*, 2006):

- 1) As espécies e detecções são independentes;
- 2) As espécies são plenamente identificáveis;
- 3) A probabilidade de ocupação é constante nos locais ou, em caso contrário, as diferenças na probabilidade de ocupação são modeladas usando covariáveis;
- 4) A probabilidade de detecção é constante nos locais e períodos ou é uma função de covariáveis específicas para o período e local; não existindo heterogeneidade não modelada nas probabilidades de detecção.

Assim, a modelagem de ocupação e detectabilidade como função de covariáveis é um objetivo primário dos estudos de ocupação. Adicionalmente, para os modelos de ocupação de uma única ocasião, é necessário que o estado de ocupação em cada local não mude durante a sessão de amostragem (o local é “fechado” a mudanças na ocupação).

Uma recente aplicação da modelagem de ocupação é a modelagem de ocupação considerando a co-ocorrência entre duas espécies (Richmond *et al.*, 2010). Esta tem a sua

base nos trabalhos de MacKenzie *et al.* (2004, 2006), nos quais os autores desenvolveram um modelo de ocupação para duas espécies, baseado na verossimilhança, e que contabilizava as detecções imperfeitas. O modelo estima uma taxa de interação de espécies (*species interaction factor* – *SIF*), a qual é uma taxa de como duas espécies co-ocorrem frente a uma hipótese nula de independência. Mas no modelo de MacKenzie *et al.* (2004) a parametrização do modelo de duas espécies (por meio do modelo logístico multinomial) estava limitada em que esta poderia não convergir com a inclusão de covariáveis, fornecendo resultados difíceis de interpretar biologicamente. O modelo de Richmond *et al.* (2010), chamado de “*modelo de ocupação condicional para duas espécies*” (*conditional two-species occupancy model*) incorpora a inclusão de covariáveis. O modelo pode ser representado como uma árvore hierárquica de ocupação condicional e probabilidades de detecção, onde se assume que a espécie “A” seja a dominante e “B” a espécie subordinada. O modelo (Figura 4.3, Tabela 4.1) representa a probabilidade incondicional de ocupação ( $\Psi^A$ ) ou ausência ( $1 - \Psi^A$ ) para a espécie A. O segundo grupo de ramificações representa as probabilidades de ocupação ( $\Psi^{BA}$ ) ou ausência ( $1 - \Psi^{BA}$ ) da espécie B condicional à espécie A estar presente, e a probabilidade de ocupação ( $\Psi^{Ba}$ ) ou ausência ( $1 - \Psi^{Ba}$ ) da espécie B condicional à espécie A estar ausente. Os grupos finais de ramificações explicam as probabilidades de detecção para as espécies A e B que são condicionais ao estado de ocupação de ambas as espécies (Richmond *et al.*, 2010).



**Figura 4.3.** Estrutura do modelo para parametrização do modelo de ocupação condicional de uma sessão, com duas espécies, onde a espécie A é assumida como a dominante e a espécie B como a subordinada (Adaptado de Richmond *et al.*, 2010).

**Tabela 4.1.** Descrição dos parâmetros utilizados no modelo de ocupação condicional de duas espécies (Adaptado de Richmond *et al.*, 2010).

Parâmetro	Descrição
$\psi^A$	Probabilidade de ocupação da espécie A
$\psi^{BA}$	Probabilidade de ocupação da espécie B, sendo que A está presente
$\psi^{Ba}$	Probabilidade de ocupação da espécie B, sendo que A está ausente
$p^A$	Probabilidade de detecção da espécie A, sendo que B está ausente
$p^B$	Probabilidade de detecção da espécie B, sendo que A está ausente
$r^A$	Probabilidade de detecção da espécie A, sendo que ambas as espécies estão presentes
$r^{BA}$	Probabilidade de detecção da espécie B, sendo que ambas as espécies estão presentes, e a espécie A é detectada
$r^{Ba}$	Probabilidade de detecção da espécie B, sendo que ambas as espécies estão presentes, e a espécie A não é detectada

Da mesma forma que nos modelos de ocupação para uma espécie, os modelos de ocupação condicional para duas espécies são gerados a partir de uma tabela binária de dados correspondentes ao histórico de detecção, que consiste nas seqüências de detecções (1) e não detecções (0) para cada período ou ocasião amostrada em  $N$  locais



para cada espécie durante uma amostragem ou sessão. Assume-se que os locais são “fechados” a mudanças no estado da ocupação para cada espécie durante a duração de cada sessão, semelhante a premissa de população “fechada” dos modelos CMR, nos quais não há mudanças no número populacional durante a amostragem. Assim, assume-se que uma espécie estará sempre presente ou sempre ausente em um local dado durante a sessão, o que novamente remete a premissa de população “fechada”, só que ao invés de indivíduos, os modelos de ocupação consideram espécies. Para cada local existem quatro possíveis estados de ocupação para ambas as espécies: (1) Ambas as espécies estão presentes; (2) somente a espécie A está presente; (3) somente a espécie B está presente; ou (4) nenhuma das duas espécies está presente. E, finalmente, semelhante ao procedimento a realizar com os modelos de ocupação de uma espécie só, nos modelos de ocupação para duas espécies, são realizados testes para procurar interações de espécies relacionadas com a ocupação e probabilidade de detecção no marco da estatística de seleção de modelos (Burnham & Anderson, 2002), com o fim de obter estimativas de máxima verossimilhança dos parâmetros, e para classificar os modelos que competem entre si (Richmond *et al.*, 2010).

Independente de utilizar ou não covariáveis (MacKenzie *et al.*, 2004; Richmond *et al.*, 2010), a avaliação dos modelos resultantes na modelagem ocupação de co-ocorrência permite testar três perguntas biológicas:

- 1) A probabilidade de ocupação da espécie subordinada depende da presença da espécie dominante?
- 2) A probabilidade de detecção da espécie subordinada depende da presença da espécie dominante?
- 3) A probabilidade de detecção da espécie subordinada depende da detecção da espécie dominante, quando ambas estão presentes?

Estas perguntas podem ser explicitamente testadas usando as diferentes formulações dos modelos de co-ocorrência. E assim, por exemplo, ao comparar a execução do modelo quando  $\Psi^{Ba}$  e  $\Psi^{BA}$  são estimados separadamente, é possível determinar se a detecção da espécie subordinada depende da presença da espécie dominante (presença de B condicional a presença de A), ou se quando  $\Psi^{Ba} = \Psi^{BA}$ , a presença da espécie B é incondicional a A. Da mesma maneira é possível determinar se a detecção da espécie subordinada é condicional ou não à presença da espécie dominante, mediante a comparação da execução do modelo quando  $p^B$  é estimada separadamente de  $r^{BA}$  e  $r^{Ba}$ , ou incondicional quando  $p^B = r^{BA} = r^{Ba}$ . Finalmente é possível determinar se a detecção da

espécie subordinada é condicional ou incondicional à detecção da espécie dominante quando ambas estão presentes ao comparar a execução do modelo quando  $r^{BA}$  e  $r^{Ba}$  são estimadas separadamente ou quando  $r^{BA} = r^{Ba}$ .

O programa MARK foi utilizado para construir os modelos de ocupação simples para cada espécie (para onça-pintada e a onça-parda, separadamente). Devido à quantidade de modelos possíveis de se construir, devido a quantidade de co-variáveis (de considerar todas as combinações possíveis entre a covariável tempo e as outras covariáveis, tanto para ocupação quanto probabilidade de detecção, o número de modelos plausíveis seria exponencialmente alto) foi realizado um procedimento em duas etapas (*two-step process*) para a seleção de modelos (MacKenzie *et al.*, 2006). Primeiramente são identificados os efeitos das covariáveis na probabilidade de detecção, enquanto a ocupação é mantida constante  $\{\Psi(.) p(\text{covariável})\}$ . Posteriormente, os melhores modelos resultantes ( $\Delta AIC \leq 2$ ) foram combinados com os modelos candidatos representando as inferências biológicas sobre a ocupação.

As análises foram feitas considerando algumas hipóteses prévias: (1) a onça-parda teria correlação negativa com o valor de RAI da onça-pintada, tanto em termos de detecção quanto de ocupação, e (2) (de acordo com os resultados do Capítulo 2) existe algum tipo de correlação positiva entre a ocupação e detecção da onça-parda com as covariáveis “Distância às fontes de água” e “Altitude”. (3) A onça-pintada teria correlação negativa entre a covariável “Distância ao povoado mais próximo” e a ocupação e detecção, assim como (4) alguma correlação positiva entre a ocupação e detecção e as covariáveis “Biomassa de presas”, “Altitude” e “Distância às fontes de água”. A hipótese 1 considera que a onça-parda seja “subordinada” a onça-pintada e que, provavelmente, os locais onde esta última é mais freqüente sejam menos ocupados pela onça-parda. A hipótese 3 considera que a onça-pintada seja menos tolerante com a presença humana do que a onça-parda. Finalmente, a hipótese 4 considera os mesmos conceitos da hipótese 2, adicionando que a onça-pintada seja mais dependente de espécies-presa maiores do que a onça-parda.

Devido à carência de dados sobre história natural de ambas as espécies na Caatinga, não houve informação suficiente para fazer alguma hipótese prévia sobre a co-ocorrência de ambas as espécies na Caatinga. Assim, decidiu-se realizar uma análise exploratória na qual foram selecionados modelos pré-definidos no MARK, mas com duas considerações: (1) Para a modelagem foi considerada que a ocupação seria condicional, e que a espécie dominante (A) seria a onça-pintada, sendo a onça-parda (B) a subordinada; (2) Para as

probabilidades de detecção das espécies, foi considerada uma abordagem condicional (avaliando a execução dos modelos quando as probabilidades de detecção para as espécies eram estimadas em separado) e incondicional (avaliando a execução dos modelos quando as probabilidades de detecção para as espécies eram consideradas iguais). A onça-pintada foi considerada dominante frente a onça-parda não somente pelos considerados teóricos (ver Shaller & Crawshaw, 1980; Rabinowitz & Nothingham, 2006 e Iriarte *et al.*, 1990 na Introdução deste capítulo), mas também pelos resultados do Capítulo 3 deste trabalho, que mostram que a população de onças-pintadas é maior do que a das onças-pardas. Finalmente, também são levados em conta os resultados da análise de co-ocorrência entre onça-pintada e onça-parda de Sollmann *et al.* (2012), que sugerem que as onças-pardas poderiam estar evitando as onças-pintadas, para estabelecer a hipótese de que no PNSC a onça-pintada é dominante e a onça-parda subordinada.

Os melhores modelos resultantes entre os modelos pré-definidos ( $\Delta AIC \leq 2$ ) receberam nas suas probabilidades de detecção aquelas covariáveis que, de acordo com os modelos de ocupação simples para uma espécie, resultaram dos modelos mais verossimilhantes. Finalmente, utilizando os modelos mais verossimilhantes, se realizou uma Média de Modelos (ver Capítulo 3 deste trabalho) com o fim de obter estimativas da probabilidade de ocupação para cada espécie. O *SIF* foi calculado como parâmetro derivado utilizando as estimativas de ocupação baseados na média de modelos.

#### *Análise de Ocupação Temporal*

Com o fim de conhecer padrões nas interações temporais por parte da onça-pintada, a onça-parda e suas presas foi realizada uma análise temporal inter e intra-específica. Para tal fim foram utilizados dados de armadilhas fotográficas de uma amostragem de 9 meses realizada no PNSC em 2007 (Astete, 2008) e que focalizou principalmente a região sul do Parque, e os dados das campanhas de amostragem de 2009 e 2010, que ao abranger todas as estradas do Parque e procurou amostrar a Unidade inteira.

Para a análise de interação interespecífica levou-se em consideração os padrões de atividade das espécies no PNSC obtidos por meio de armadilhas-fotográficas (Astete, 2008). Nas campanhas de amostragem de 2009 e 2010, a maior parte das armadilhas foi programada para trabalhar no período noturno. Os estudos interespecíficos das presas (veado-catingueiro, *Mazama gouazoubira*) e predadores, (espécies de hábitos comprovadamente noturnos como as onças), somente incluíram os dados da campanha de 2007, que utilizou câmeras programadas para funcionar as 24 horas, devido a atividade predominantemente diurna do veado-catingueiro (Astete, 2008). Devido aos registros de

atividade de outras presas na amostragem de 2007 comparativamente menores (Astete, 2008), estas não foram consideradas nesta análise. Para cada estação de amostragem foi coletada a informação do tempo de demora da passagem de uma presa potencial (ou um predador competidor) após a passagem de um predador, contabilizada em dias e horas. Assumiram-se como predadores de topo a onça-pintada e onça-parda; como presa potencial das onças o veado-caatingueiro e, como contraste, utilizou-se um predador menor considerado como neutro tanto para as onças quanto para o veado, o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*). Este considerando tem como base o fato de *Cerdocyon thous* possuir uma biomassa demasiado pequena como para representar uma competição para as onças (ver Ritchie & Johnson (2009) para mais informações sobre a relação biomassa/competição entre carnívoros).

Para a análise de interação intraespecífica foram utilizados somente os dados das onças-pardas e onças-pintadas das campanhas de 2009 e 2010, pois aquelas amostragens foram desenhadas como parte de um estudo de abundância populacional e, para tal fim, cada estação de amostragem utilizou duas armadilhas-fotográficas para conseguir uma identificação plena dos animais. Como no estudo interespecífico, nesta análise foi contabilizado o tempo (número de dias e horas) entre a passagem de uma onça e de outro indivíduo da mesma espécie. Esta identificação dos indivíduos não contabilizou os dados de repetidas passagens de um mesmo indivíduo na frente da câmera.

Em ambos os casos, para realizar as análises foi adaptada a metodologia utilizada por Harmsen *et al.* (2009). Para as comparações, foram realizados testes de contraste ortogonal. O método de contrastes ortogonais é útil para o que é chamado de comparações pré-planejadas. Os contrastes são usados para comparar médias ou grupos de médias com outras médias ou grupos de médias. No caso dos contrastes ortogonais, dois contrastes são ortogonais se os produtos dos seus coeficientes de contraste somam zero. Para hipotéticos  $k$  tratamentos, o conjunto de  $k - 1$  contrastes ortogonais proporciona a soma de quadrados daquele tratamento em  $k - 1$  componentes independentes com 1 grau de liberdade. Desse modo, os testes realizados em contrastes ortogonais são independentes (Crawley, 2007).

No caso da análise interespecífica, para observar se o veado-caatingueiro evitava locais onde houve passagem prévia de predadores, foi realizada uma comparação do intervalo de tempo do registro do veado após a passagem de uma onça-pintada, uma onça-parda, e do animal neutro *Cerdocyon thous*, designado como controle do experimento. Assim, foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA) por contraste ortogonal para comparar o intervalo de registro do veado, após o registro de uma destas três espécies. Dois contrastes

foram definidos a priori, o primeiro para comparar a diferença entre o controle neutro (*Cerdocyon*) e os predadores potenciais e o segundo para comparar a diferença entre os intervalos após o registro da onça-pintada e da onça-parda.

Para a análise interespecífica e intraespecífica da onça-parda e onça-pintada, foram realizadas análises semelhantes, utilizando uma Análise de Variância (ANOVA) por contraste ortogonal para comparar os intervalos de tempo entre as passagens destas espécies. Assim, considerando quatro fatores (onça-pintada X onça-pintada, onça-parda X onça-parda, onça-pintada X onça-parda e onça-parda x onça-pintada) foram definidos três contrastes a priori. O primeiro, de uso meramente estatístico e sem significado biológico, é utilizado para retirar os efeitos do contraste e pretende comparar a diferença entre o intervalo de observação de onça-pintada e onça-parda após o registro destes potenciais competidores. O segundo contraste pretende comparar a diferença entre o intervalo de observação de onça-pintada após o registro de competidores inter ou intra-específicos. E, finalmente, o terceiro contraste pretende comparar a diferença entre o intervalo de observação da onça-parda após o registro de competidores inter ou intra-específicos.

Como os intervalos em dias não atendiam a premissa de normalidade da ANOVA (Quinn & Keough, 2002), a significância da ANOVA foi calculada após um procedimento de 10.000 randomizações dos valores de dias, através do método de Monte Carlo (Zieffler *et al.*, 2011). Todas as análises foram realizadas no programa R (R Development Team, 2011).

#### **4.2.3. RIQUEZA E ABUNDÂNCIA RELATIVA**

Para conhecer mais sobre os padrões de abundância das diferentes espécies no PNSC utilizou-se o Índice de Abundância Relativa (RAI-2, Carbone *et al.*, 2001) correspondente as amostragens de 2009 e 2010. Como indicado anteriormente, este índice é calculado dividindo-se o número de registros independentes de cada espécie pelo esforço amostral de cada armadilha. Uma vez que este estudo representa uma maior amostragem temporal e espacial em relação ao estudo de 2007 (Astete, 2008) também foi realizada uma listagem de espécies de mamíferos registradas pelas câmeras.

### 4.3. RESULTADOS

#### *Análise de Ocupação Espacial*

Para a onça-parda, em 2009, depois de realizada a Análise de Componentes Principais, encontrou-se correlação entre os seguintes pares de covariáveis: “Distância as fontes de água” e “Distância ao povoado mais próximo” (nomeado como Dag+Dpo); “Distância as fontes de água” e “Índice de Biomassa de presas” (Dag+B9); “Distância ao povoado mais próximo” e “Índice de Biomassa de presas”(Dpo+B9) e “Distância ao povoado mais próximo” e “Índice de Abundância Relativa de onça-pintada” (Dpo+Rj9). Em todos os casos, o primeiro componente principal abrangeu mais do 60% da variabilidade.

Posteriormente, mediante o procedimento em dois passos, foi encontrado que a probabilidade de detecção era mais apropriadamente modelada, isoladamente, com o efeito linear da covariável “Altitude” (Alt;  $w_i = 0.813$ ,  $\Delta AIC = 0$ ) (Tabela 4.2). Nas modelagens seguintes, a partir de combinações com base naquela covariável, e encontrou-se que o modelo com a covariável “Altitude” isolada na probabilidade de detecção estava dentro dos mais verossimilhantes, e assimeste foi escolhido para  $p$ . De acordo com os critérios de Arnold (2010) descartou-se o modelo superiormente classificado  $\{p(\text{Alt} + \text{Dag} + \text{B9})\}$  pois esta classificação superior provavelmente tinha sua origem no artifício desse modelo ter um parâmetro a mais e ser aninhado do segundo modelo (Tabela 4.3).

Para os modelos candidatos, onde  $\Psi$  variava com as covariáveis, foi encontrado apoio para os modelos com  $\Psi$  constante  $\{\Psi(\cdot)\}$ , com um Peso Relativo acumulado de 0,362, e para aqueles que possuíam a covariável “Abundância relativa de onça-pintada”  $\{\Psi(\text{RAI\_jag09})\}$ , um peso relativo acumulado de 0,552 (Tabela 4.4). Nos modelos candidatos, os mais parcimoniosos foram aqueles que incluíram a covariável “Abundância relativa da onça-pintada” no valor da ocupação. Devido a quantidade de modelos derivados nenhum dos modelos mais verossimilhantes ( $\Delta AIC \leq 2$ ) teve um Peso AIC  $\geq 0,90$ , razão pela qual descartou-se modelos com parâmetros não informativos (Arnold, 2010). Dos quatro modelos competidores (com  $\Delta AIC \leq 2$ ) três delas eram modelos aninhados a partir do modelo  $\{\Psi(\text{RAI\_jag09}) p(\text{Alt})\}$  ( $\Delta AIC = 1,121$ ; Peso AIC= 0,141), considerou-se este último como o modelo mais verossimilhante, descartando-se os outros. Para este modelo o valor de  $\Psi$  foi de  $0,914 \pm 0,106$  e o valor de  $p$  foi de  $0,093 \pm 0,012$ . Finalmente, foram também calculados os parâmetros derivados *Beta*. Eles indicam a intensidade e o sinal (+ ou -) da relação entre o parâmetro ( $\Psi$  ou  $p$ ) e a covariável. Nos parâmetros *Beta*, o valor da covariável “Abundância Relativa de onça-pintada” em  $\Psi$  foi de  $4,255 \pm 3,639$ , e o valor da covariável “Altitude” em  $p$  foi de  $0,359 \pm 0,141$  (Tabela 4.5).

**Tabela 4.2.** Resultados da seleção de modelos incluindo as covariáveis na probabilidade de detecção  $p$  (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Parâmetros	Desviância
$\Psi(.) p(\text{Alt})$	654,561	0,000	0,813	1,000	3	648,116
$\Psi(.) p(.)$	659,475	4,914	0,070	0,086	2	655,257
$\Psi(.) p(\text{Bmass09})$	660,290	5,729	0,046	0,057	3	653,845
$\Psi(.) p(\text{Dist}_{\text{po}})$	661,471	6,910	0,026	0,032	3	655,026
$\Psi(.) p(\text{RAI}_{\text{jag09}})$	661,697	7,136	0,023	0,028	3	655,252
$\Psi(.) p(\text{Dist}_{\text{ag}})$	661,700	7,139	0,023	0,028	3	655,256
$\Psi(.) p(t)$	690,298	35,737	0,000	0,000	22	617,383

**Tabela 4.3.** Resultados das diferentes combinações das covariáveis na probabilidade de detecção  $p$  (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par.	Desviância
$\Psi(.) p(\text{Alt} + \text{Dag} + \text{B9})$	653,684	0,000	0,254	1,000	4	644,930
$\Psi(.) p(\text{Alt})$	654,561	0,876	0,164	0,645	3	648,116
$\Psi(.) p(\text{Alt} + \text{Dag} + \text{Dpo})$	654,967	1,283	0,134	0,527	4	646,213
$\Psi(.) p(\text{Alt} + \text{Bmass09})$	655,954	2,270	0,082	0,321	4	647,200
$\Psi(.) p(\text{Dpo} + \text{B9} + \text{A})$	656,232	2,548	0,071	0,280	1	654,161
$\Psi(.) p(\text{Alt} + \text{Dist}_{\text{po}})$	656,278	2,593	0,069	0,274	4	647,523
$\Psi(.) p(\text{Alt} + \text{Dist}_{\text{ag}})$	656,603	2,918	0,059	0,232	4	647,848
$\Psi(.) p(\text{Alt} + \text{RAI}_{\text{jag09}})$	656,869	3,185	0,052	0,204	4	648,114
$\Psi(.) p(\text{Alt} + \text{Bmass09} + \text{seca-chuva})$	657,648	3,964	0,035	0,138	5	646,494
$\Psi(.) p(\text{Alt} + \text{Dist}_{\text{po}} + \text{seca-chuva})$	657,972	4,287	0,030	0,117	5	646,818
$\Psi(.) p(.)$	659,475	5,791	0,014	0,055	2	655,257
$\Psi(.) p(\text{Bmass09})$	660,290	6,605	0,009	0,037	3	653,845
$\Psi(.) p(\text{Dag} + \text{B9})$	661,048	7,363	0,006	0,025	3	654,603
$\Psi(.) p(\text{Dist}_{\text{po}})$	661,471	7,786	0,005	0,020	3	655,026
$\Psi(.) p(\text{Dpo} + \text{B9})$	661,652	7,968	0,005	0,019	3	655,208
$\Psi(.) p(\text{RAI}_{\text{jag09}})$	661,697	8,012	0,005	0,018	3	655,252
$\Psi(.) p(\text{Dist}_{\text{ag}})$	661,700	8,016	0,005	0,018	3	655,256
$\Psi(.) p(\text{Bmass09} + \text{RAI}_{\text{jag09}})$	662,581	8,897	0,003	0,012	4	653,826
$\Psi(.) p(t)$	690,298	36,613	0,000	0,000	22	617,383

**Tabela 4.4.** Resultados dos diferentes modelos candidatos (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Parâmetros	Desviância
$\Psi(\text{RAI\_jag09} + \text{Dist\_ag}) \text{ p(Alt)}$	651,708	0,000	0,247	1,000	5	640,554
$\Psi(\text{RAI\_jag09}) \text{ p(Alt)}$	652,829	1,121	0,141	0,571	4	644,074
$\Psi(\text{Dpo+Rj9}) \text{ p(Alt)}$	653,467	1,759	0,102	0,415	4	644,712
$\Psi(.) \text{ p(Alt} + \text{Dag+B9)}$	653,684	1,977	0,092	0,372	4	644,930
$\Psi(\text{RAI\_jag09} + \text{Bmass09}) \text{ p(Alt)}$	654,464	2,756	0,062	0,252	5	643,310
$\Psi(.) \text{ p(Alt)}$	654,561	2,853	0,059	0,240	3	648,116
$\Psi(.) \text{ p(Alt} + \text{Dag+Dpo)}$	654,967	3,260	0,048	0,196	4	646,213
$\Psi(\text{Dist\_po}) \text{ p(Alt)}$	655,243	3,535	0,042	0,171	4	646,488
$\Psi(.) \text{ p(Alt} + \text{Bmass09)}$	655,954	4,247	0,030	0,120	4	647,200
$\Psi(.) \text{ p(Dpo+B9+A)}$	656,232	4,525	0,026	0,104	1	654,161
$\Psi(.) \text{ p(Alt} + \text{Dist\_po)}$	656,278	4,570	0,025	0,102	4	647,523
$\Psi(\text{Bmass09}) \text{ p(Alt)}$	656,393	4,685	0,024	0,096	4	647,638
$\Psi(.) \text{ p(Alt} + \text{Dist\_ag)}$	656,603	4,895	0,021	0,087	4	647,848
$\Psi(\text{Dist\_ag}) \text{ p(Alt)}$	656,664	4,957	0,021	0,084	4	647,910
$\Psi(.) \text{ p(Alt} + \text{RAI\_jag09})$	656,869	5,161	0,019	0,076	4	648,114
$\Psi(.) \text{ p(Alt} + \text{Bmass09} + \text{seca-chuva})$	657,648	5,940	0,013	0,051	5	646,494
$\Psi(.) \text{ p(Alt} + \text{Dist\_po} + \text{seca-chuva})$	657,972	6,264	0,011	0,044	5	646,818
$\Psi(.) \text{ p(.)}$	659,475	7,767	0,005	0,021	2	655,257
$\Psi(.) \text{ p(Bmass09)}$	660,290	8,582	0,003	0,014	3	653,845
$\Psi(.) \text{ p(Dag+B9)}$	661,048	9,340	0,002	0,009	3	654,603
$\Psi(.) \text{ p(Dist\_po)}$	661,471	9,763	0,002	0,008	3	655,026
$\Psi(.) \text{ p(Dpo+B9)}$	661,652	9,944	0,002	0,007	3	655,208
$\Psi(.) \text{ p(RAI\_jag09)}$	661,697	9,989	0,002	0,007	3	655,252
$\Psi(.) \text{ p(Dist\_ag)}$	661,700	9,992	0,002	0,007	3	655,256
$\Psi(.) \text{ p(Bmass09} + \text{RAI\_jag09})$	662,581	10,873	0,001	0,004	4	653,826
$\Psi(.) \text{ p(t)}$	690,298	38,590	0,000	0,000	22	617,383

**Tabela 4.5.** Resultados dos valores dos parâmetros *Beta* correspondentes aos parâmetros do modelo mais verossimilhante para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009.

Parâmetro	Estimado	Erro Padrão
$\Psi$ Intercepto	2,371	1,365
RAI_jag09	4,255	3,639
p Intercepto	-2,277	0,146
Alt	0,359	0,141



Para a onça-parda em 2010, depois de realizada a Análise de Componentes Principais, encontrou-se correlação entre os seguintes pares de covariáveis: “Altitude” e “Índice de Abundância Relativa de onça-pintada” (nomeado como A+Rj10); “Distância as fontes de água” e “Distância ao povoado mais próximo” (Dag+Dpo) e “Índice de Biomassa de presas” e “Índice de Abundância Relativa de onça-pintada” (B10+Rj10). Em todos os casos, o primeiro componente principal abrangeu mais do 63% da variabilidade.

Posteriormente, mediante o procedimento em dois passos, foi encontrado que a probabilidade de detecção era mais apropriadamente modelada, isoladamente, com o efeito linear da covariável “Biomassa de presas” (Bmass10;  $w_i = 0.556$ ,  $\Delta AIC = 0$ ) (Tabela 4.6). Nas modelagens seguintes, a partir de combinações com base naquela covariável, encontrou-se que a probabilidade de detecção era mais apropriadamente modelada com a combinação das variáveis “Biomassa de presas” e “Abundância relativa da onça-pintada”  $\{p(B10+Rj10)\}$ . Visto que a adição de outras covariáveis resultava em modelos menos verossimilhantes, e que o único modelo com classificação superior ao modelo anteriormente citado era aninhado ao primeiro e possuía um parâmetro a mais, (Arnold, 2010), descartou-se o modelo superiormente classificado e utilizou-se o modelo  $\{p(B10+Rj10)\}$ . (Tabela 4.7).

Para os modelos candidatos, onde  $\Psi$  variava com as covariáveis, foi encontrado apoio para os modelos com  $\Psi$  constante  $\{\Psi(\cdot)\}$ , com um Peso Relativo acumulado de 0,313, e para aqueles que possuíam a covariável “Abundância relativa de onça-pintada”  $\{\Psi(RAI\_jag10)\}$ , um peso relativo acumulado de 0,568. (Tabela 4.8). Nos modelos candidatos, os mais parcimoniosos foram aqueles que incluíram a covariável “Abundância relativa da onça-pintada” no valor da ocupação. Devido a quantidade de modelos derivados nenhum dos modelos mais verossimilhantes ( $\Delta AIC \leq 2$ ) teve um Peso AIC  $\geq 0,90$ , razão pela qual descartou-se modelos com parâmetros não informativos (Arnold, 2010). Os três modelos competidores (com  $\Delta AIC \leq 2$ ) eram modelos aninhados a partir do modelo  $\{\Psi(RAI\_jag09) p(B10+Rj10)\}$  ( $\Delta AIC = 0,000$ ; Peso AIC = 0,208), sendo que este além de estar classificado como o melhor, possuía menos parâmetros do que o modelo seguinte em classificação, pelo que passou a ser considerado como o modelo mais verossimilhante, descartando-se os outros. Para este modelo o valor de  $\Psi$  foi de  $0,642 \pm 0,084$  e o valor de  $p$  foi de  $0,104 \pm 0,014$ . Finalmente, foram também calculados os parâmetros derivados *Beta*. Neles, o valor da covariável “Abundância Relativa de onça-pintada” em  $\Psi$  foi de  $0,942 \pm 0,482$ , e o valor da combinação das covariáveis “Biomassa de presas” e “Abundância relativa de onça-pintada” em  $p$  foi de  $0,262 \pm 0,102$  (Tabela 4.9).

**Tabela 4.6.** Resultados da seleção de modelos incluindo as covariáveis na probabilidade de detecção  $p$  (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par	Desviância
$\Psi(.) p(\text{Bmass10})$	585,680	0,000	0,556	1,000	3	579,236
$\Psi(.) p(\text{Alt})$	587,875	2,195	0,186	0,334	3	581,430
$\Psi(.) p(\text{RAI\_jag10})$	588,403	2,723	0,143	0,256	3	581,958
$\Psi(.) p(.)$	589,958	4,278	0,065	0,118	2	585,740
$\Psi(.) p(\text{Dist\_po})$	591,597	5,917	0,029	0,052	3	585,153
$\Psi(.) p(\text{Dist\_ag})$	592,174	6,494	0,022	0,039	3	585,730
$\Psi(.) p(t)$	633,528	47,848	0,000	0,000	22	560,614

**Tabela 4.7.** Resultados das diferentes combinações das covariáveis na probabilidade de detecção  $p$  (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par.	Desviância
$\Psi(.) p(\text{B10+Rj10} + \text{Da+Dp})$	583,729	0,000	0,129	1,000	4	574,974
$\Psi(.) p(\text{B10+Rj10})$	583,876	0,147	0,120	0,929	3	577,431
$\Psi(.) p(\text{B10+Rj10} + \text{Dist\_ag})$	584,497	0,769	0,088	0,681	4	575,743
$\Psi(.) p(\text{B10+Rj10} + \text{Alt})$	584,575	0,846	0,084	0,655	4	575,820
$\Psi(.) p(\text{B10+Rj10} + \text{Dist\_po})$	584,631	0,902	0,082	0,637	4	575,876
$\Psi(.) p(\text{Bmass10} + \text{Dist\_ag})$	584,936	1,207	0,070	0,547	4	576,181
$\Psi(.) p(\text{Bmass10} + \text{Da+Dp})$	584,960	1,231	0,070	0,540	4	576,205
$\Psi(.) p(\text{B10+Rj10} + \text{Alt} + \text{Dist\_po})$	584,995	1,267	0,068	0,531	5	573,842
$\Psi(.) p(\text{Bmass10} + \text{Alt})$	585,189	1,460	0,062	0,482	4	576,434
$\Psi(.) p(\text{Bmass10} + \text{Dist\_ag} + \text{Alt})$	585,422	1,693	0,055	0,429	5	574,268
$\Psi(.) p(\text{Bmass10})$	585,680	1,951	0,049	0,377	3	579,236
$\Psi(.) p(\text{B10+Rj10} + \text{Dist\_ag} + \text{Alt})$	585,948	2,219	0,042	0,330	5	574,794
$\Psi(.) p(\text{Bmass10} + \text{Dist\_po})$	586,829	3,100	0,027	0,212	4	578,074
$\Psi(.) p(\text{Alt})$	587,875	4,146	0,016	0,126	3	581,430
$\Psi(.) p(\text{Bmass10} + \text{seca-chuva})$	587,969	4,240	0,015	0,120	4	579,214
$\Psi(.) p(\text{RAI\_jag10})$	588,403	4,674	0,012	0,097	3	581,958
$\Psi(.) p(.)$	589,958	6,229	0,006	0,044	2	585,740
$\Psi(.) p(\text{Dist\_po})$	591,597	7,868	0,003	0,020	3	585,153
$\Psi(.) p(\text{Dist\_ag})$	592,174	8,445	0,002	0,015	3	585,730
$\Psi(.) p(t)$	633,528	49,799	0,000	0,000	22	560,614

**Tabela 4.8.** Resultados dos diferentes modelos candidatos (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par.	Desviância
$\Psi(\text{RAI\_jag10}) \text{ p}(\text{B10+Rj10})$	580,445	0,000	0,208	1,000	4	571,690
$\Psi(\text{RAI\_jag10} + \text{Dist\_ag}) \text{ p}(\text{B10+Rj10})$	581,165	0,720	0,145	0,698	5	570,011
$\Psi(\text{A+Rj10}) \text{ p}(\text{B10+Rj10})$	581,178	0,734	0,144	0,693	4	572,424
$\Psi(\text{RAI\_jag10} + \text{Dist\_po}) \text{ p}(\text{B10+Rj10})$	582,587	2,142	0,071	0,343	5	571,433
$\Psi(\text{Bmass10}) \text{ p}(\text{B10+Rj10})$	583,549	3,105	0,044	0,212	4	574,795
$\Psi(.) \text{ p}(\text{B10+Rj10} + \text{Da+Dp})$	583,729	3,284	0,040	0,194	4	574,974
$\Psi(.) \text{ p}(\text{B10+Rj10})$	583,876	3,431	0,037	0,180	3	577,431
$\Psi(\text{Dist\_ag}) \text{ p}(\text{B10+Rj10})$	583,998	3,553	0,035	0,169	4	575,243
$\Psi(.) \text{ p}(\text{B10+Rj10} + \text{Dist\_ag})$	584,497	4,053	0,027	0,132	4	575,743
$\Psi(.) \text{ p}(\text{B10+Rj10} + \text{Alt})$	584,575	4,130	0,026	0,127	4	575,820
$\Psi(.) \text{ p}(\text{B10+Rj10} + \text{Dist\_po})$	584,631	4,186	0,026	0,123	4	575,876
$\Psi(\text{Alt}) \text{ p}(\text{B10+Rj10})$	584,719	4,274	0,025	0,118	4	575,964
$\Psi(.) \text{ p}(\text{Bmass10} + \text{Dist\_ag})$	584,936	4,491	0,022	0,106	4	576,181
$\Psi(.) \text{ p}(\text{Bmass10} + \text{Da+Dp})$	584,960	4,515	0,022	0,105	4	576,205
$\Psi(.) \text{ p}(\text{B10+Rj10} + \text{Alt} + \text{Dist\_po})$	584,995	4,551	0,021	0,103	5	573,842
$\Psi(.) \text{ p}(\text{Bmass10} + \text{Alt})$	585,189	4,744	0,019	0,093	4	576,434
$\Psi(.) \text{ p}(\text{Bmass10} + \text{Dist\_ag} + \text{Alt})$	585,422	4,977	0,017	0,083	5	574,268
$\Psi(.) \text{ p}(\text{Bmass10})$	585,680	5,235	0,015	0,073	3	579,236
$\Psi(\text{Dist\_po}) \text{ p}(\text{B10+Rj10})$	585,714	5,269	0,015	0,072	4	576,959
$\Psi(.) \text{ p}(\text{B10+Rj10} + \text{Dist\_ag} + \text{Alt})$	585,948	5,503	0,013	0,064	5	574,794
$\Psi(.) \text{ p}(\text{Bmass10} + \text{Dist\_po})$	586,829	6,384	0,009	0,041	4	578,074
$\Psi(.) \text{ p}(\text{Alt})$	587,875	7,430	0,005	0,024	3	581,430
$\Psi(.) \text{ p}(\text{Bmass10} + \text{seca-chuva})$	587,969	7,524	0,005	0,023	4	579,214
$\Psi(.) \text{ p}(\text{RAI\_jag10})$	588,403	7,958	0,004	0,019	3	581,958
$\Psi(.) \text{ p}(\cdot)$	589,958	9,513	0,002	0,009	2	585,740
$\Psi(.) \text{ p}(\text{Dist\_po})$	591,597	11,152	0,001	0,004	3	585,153
$\Psi(.) \text{ p}(\text{Dist\_ag})$	592,174	11,729	0,001	0,003	3	585,730
$\Psi(.) \text{ p}(t)$	633,528	53,083	0,000	0,000	22	560,614

**Tabela 4.9.** Resultados dos valores dos parâmetros *Beta* correspondentes aos parâmetros do modelo mais verossimilhante para a análise de ocupação das onças-pardas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010.

Parâmetros	Estimado	Erro Padrão
$\Psi$ Intercepto	0,587	0,370
RAI_jag10	0,942	0,482
p Intercepto	-2,151	0,149
B10+Rj10	0,262	0,102

Para a onça-pintada, em 2009, após de realizada a Análise de Componentes Principais, encontrou-se correlação entre os seguintes pares de covariáveis: “Distância as fontes de água” e “Distância ao povoado mais próximo” (nomeado como Dag+Dpo); “Distância as fontes de água” e “Índice de Biomassa de presas” (Dag+B9); “Distância ao povoado mais próximo” e “Índice de Biomassa de presas” (Dpo+B9) e “Índice de Biomassa de presas” e “Índice de Abundância Relativa de onça-parda” (B9+Rp9) e “Altitude” e “Índice de Abundância Relativa de onça-parda” (A+Rp9). Em todos os casos, o primeiro componente principal abrangeu mais do 60% da variabilidade.

Posteriormente, mediante o procedimento em dois passos, encontrou-se que a probabilidade de detecção era mais apropriadamente modelada, isoladamente com o efeito linear da covariável “Distância ao povoado mais próximo” (Dist\_po;  $w_i = 0.993$ ,  $\Delta AIC = 0$ ) (Tabela 4.10). Nas modelagens seguintes, a partir de combinações com base naquela covariável, encontrou-se que modelos com as covariáveis “Biomassa de presas”, “Altitude”, e finalmente, modelos que adicionalmente consideravam a uma separação sazonal dos períodos considerando época seca e chuvosa, estavam dentro dos mais verossimilhantes, e assimnas modelagens subseqüentes, foram escolhidos dois modelos derivados destas opções para  $p$  (Dist\_po + Alt + Bmass09; Dist\_po + Alt + Bmass09 + seca-chuva; ver Tabela 4.11).

Para os modelos candidatos, onde  $\Psi$  variava com as covariáveis, foi encontrado um considerável apoio para os modelos com  $\Psi$  constante (Peso Relativo= 0,416, Tabela 4.12) e os modelos que incluíram as covariáveis “Abundância relativa da onça-parda”, “Distância ao povoado mais próximo”, “Altitude” e “Biomassa de presas”, estiveram dentro dos mais verossimilhantes ( $\Delta AIC \leq 2$ ). Nenhum dos sete modelos competidores resultantes ( $\Delta AIC \leq 2$ ) teve um Peso AIC  $\geq 0,90$ . Destes modelos, aqueles com  $\Psi$  constante possuíam maior peso relativo que os outros com covariáveis. Foi observado que a adição de covariáveis em  $\Psi$  (e, por tanto, de parâmetros adicionais) não contribuía a classificar aqueles modelos como mais verossimilhantes em relação aos dois modelos básicos (os escolhidos da Tabela 4.11), do qual o resto de modelos era aninhado e  $\Psi$  era constante. Por tanto, e seguindo os critérios mencionados por Arnold (2010), dentro dos modelos candidatos, considerou-se ao modelo mais simples e com menor número de parâmetros (e adicionalmente o melhor classificado) como o modelo mais verossimilhante, o modelo  $\{\Psi(.) p(\text{Dist\_po} + \text{Alt})\}$  ( $\Delta AIC = 0,000$ ; Peso AIC= 0,157) (Tabela 4.12). Para este modelo o valor de  $\Psi$  foi de  $0,836 \pm 0,060$  e o valor de  $p$  foi de  $0,140 \pm 0,013$ . Nos parâmetros derivados *Beta*, os valores da covariáveis em  $p$  para “Distância ao povoado mais próximo”, foi de  $0,452 \pm 0,097$  para “Altitude” foi de  $0,284 \pm 0,106$  (Tabela 4.13).

**Tabela 4.10.** Resultados da seleção de modelos incluindo as covariáveis na probabilidade de detecção  $p$  (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par	Desviância
$\Psi(.)$ p(Dist_po)	894,650	0,000	0,993	1,000	3	888,206
$\Psi(.)$ p(Dist_ag)	906,338	11,688	0,003	0,003	3	899,893
$\Psi(.)$ p(Alt)	907,482	12,832	0,002	0,002	3	901,037
$\Psi(.)$ p(.)	908,686	14,036	0,001	0,001	2	904,467
$\Psi(.)$ p(seca-chuva)	909,067	14,417	0,001	0,001	3	902,623
$\Psi(.)$ p(Bmass09)	910,314	15,664	0,000	0,000	3	903,870
$\Psi(.)$ p(RAI_par09)	910,881	16,231	0,000	0,000	3	904,436
$\Psi(.)$ p(t)	940,731	46,081	0,000	0,000	22	867,817

**Tabela 4.11.** Resultados das diferentes combinações das covariáveis na probabilidade de detecção  $p$  (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par.	Desviância
$\Psi(.)$ p(Dist_po + Alt)	889,570	0,000	0,412	1,000	4	880,815
$\Psi(.)$ p(Dist_po + Alt + seca-chuva)	890,090	0,521	0,318	0,771	5	878,936
$\Psi(.)$ p(Dist_po + A+Rp9)	891,806	2,237	0,135	0,327	4	883,052
$\Psi(.)$ p(Dist_po)	894,650	5,081	0,032	0,079	3	888,206
$\Psi(.)$ p(Dist_po + Dag+B9)	895,009	5,440	0,027	0,066	4	886,254
$\Psi(.)$ p(Dist_po + seca-chuva)	895,091	5,521	0,026	0,063	4	886,336
$\Psi(.)$ p(Dist_po + Dag+B9 + seca-chuva)	895,536	5,966	0,021	0,051	5	884,382
$\Psi(.)$ p(Dist_po + RAI_par09)	895,855	6,285	0,018	0,043	4	887,100
$\Psi(.)$ p(Dag+Dpo + Alt)	897,982	8,412	0,006	0,015	4	889,227
$\Psi(.)$ p(Dag+Dpo)	898,432	8,862	0,005	0,012	3	891,987
$\Psi(.)$ p(Dpo+B9 + Alt)	906,115	16,545	0,000	0,000	4	897,360
$\Psi(.)$ p(Dist_ag)	906,338	16,768	0,000	0,000	3	899,893
$\Psi(.)$ p(Alt)	907,482	17,912	0,000	0,000	3	901,037
$\Psi(.)$ p(Dpo+B9)	908,120	18,551	0,000	0,000	3	901,676
$\Psi(.)$ p(.)	908,686	19,116	0,000	0,000	2	904,467
$\Psi(.)$ p(seca-chuva)	909,067	19,498	0,000	0,000	3	902,623
$\Psi(.)$ p(Bmass09)	910,314	20,745	0,000	0,000	3	903,870
$\Psi(.)$ p(RAI_par09)	910,881	21,311	0,000	0,000	3	904,436
$\Psi(.)$ p(t)	940,731	51,162	0,000	0,000	22	867,817

**Tabela 4.12.** Resultados dos diferentes modelos candidatos (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par.	Desviância
$\Psi(.)$ p(Dist_po + Alt)	889,570	0,000	0,157	1,000	4	880,815
$\Psi(\text{RAI\_par09})$ p(Dist_po + Alt)	889,764	0,194	0,142	0,907	5	878,610
$\Psi(.)$ p(Dist_po + Alt + seca-chuva)	890,090	0,521	0,121	0,771	5	878,936
$\Psi(\text{Bmass09})$ p(Dist_po + Alt)	890,827	1,257	0,083	0,533	5	879,673
$\Psi(\text{Alt})$ p(Dist_po + Alt)	891,396	1,826	0,063	0,401	5	880,242
$\Psi(\text{Dist\_po})$ p(Dist_po + Alt)	891,434	1,865	0,062	0,394	5	880,281
$\Psi(\text{Bmass09})$ p(Dist_po + Alt + seca-chuva)	891,441	1,871	0,061	0,392	6	877,794
$\Psi(\text{Dag+Dpo})$ p(Dist_po + Alt)	891,749	2,179	0,053	0,336	5	880,595
$\Psi(.)$ p(Dist_po + A+Rp9)	891,806	2,237	0,051	0,327	4	883,052
$\Psi(\text{Dist\_ag})$ p(Dist_po + Alt)	891,938	2,368	0,048	0,306	5	880,784
$\Psi(\text{Dag+B9})$ p(Dist_po + Alt + seca-chuva)	892,384	2,814	0,038	0,245	6	878,737
$\Psi(\text{Dist\_ag})$ p(Dist_po + Alt + seca-chuva)	892,552	2,983	0,035	0,225	6	878,905
$\Psi(\text{Dist\_po})$ p(Dist_po + Alt + seca-chuva)	892,583	3,014	0,035	0,222	6	878,936
$\Psi(.)$ p(Dist_po)	894,650	5,081	0,012	0,079	3	888,206
$\Psi(.)$ p(Dist_po + Dag+B9)	895,009	5,440	0,010	0,066	4	886,254
$\Psi(.)$ p(Dist_po + seca-chuva)	895,091	5,521	0,010	0,063	4	886,336
$\Psi(.)$ p(Dist_po + Dag+B9 + seca-chuva)	895,536	5,966	0,008	0,051	5	884,382
$\Psi(.)$ p(Dist_po + RAI_par09)	895,855	6,285	0,007	0,043	4	887,100
$\Psi(.)$ p(Dag+Dpo + Alt)	897,982	8,412	0,002	0,015	4	889,227
$\Psi(.)$ p(Dag+Dpo)	898,432	8,862	0,002	0,012	3	891,987
$\Psi(.)$ p(Dpo+B9 + Alt)	906,115	16,545	0,000	0,000	4	897,360
$\Psi(.)$ p(Dist_ag)	906,338	16,768	0,000	0,000	3	899,893
$\Psi(.)$ p(Alt)	907,482	17,912	0,000	0,000	3	901,037
$\Psi(.)$ p(Dpo+B9)	908,120	18,551	0,000	0,000	3	901,676
$\Psi(.)$ p(.)	908,686	19,116	0,000	0,000	2	904,467
$\Psi(.)$ p(seca-chuva)	909,067	19,498	0,000	0,000	3	902,623
$\Psi(.)$ p(Bmass09)	910,314	20,745	0,000	0,000	3	903,870
$\Psi(.)$ p(RAI_par09)	910,881	21,311	0,000	0,000	3	904,436
$\Psi(.)$ p(t)	940,731	51,162	0,000	0,000	22	867,817

**Tabela 4.13.** Resultados dos valores dos parâmetros Betas correspondentes ao modelo mais verossimilhante para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009.

Parâmetros	Estimado	Erro Padrão
$\Psi$ Intercepto	1,627	0,435
p Intercepto	-1,816	0,106
Dist_po	0,452	0,097
Alt	0,284	0,106

Para a onça-pintada em 2010, após de realizada a Análise de Componentes Principais, encontrou-se correlação entre os seguintes pares de covariáveis: “Altitude” e “Índice de Abundância Relativa de onça-pintada” (nomeado como A+Rj10); “Distância as fontes de água” e “Distância ao povoado mais próximo” (Dag+Dpo) e “Índice de Biomassa de presas” e “Índice de Abundância Relativa de onça-pintada” (B10+Rj10). Em todos os casos, o primeiro componente principal abrangeu mais do 63% da variabilidade.

Posteriormente, mediante o procedimento em dois passos, encontrou-se que a probabilidade de detecção era mais apropriadamente modelada, isoladamente com o efeito linear da covariável “Abundância relativa de onça-parda” (RAI\_par10;  $w_i = 0.959$ ,  $\Delta AIC=0$ ) (Tabela 4.14). Nas modelagens seguintes, a partir de combinações com base naquela covariável, encontrou-se que a probabilidade de detecção era mais apropriadamente modelada com a combinação da covariável “Abundância relativa de onça-parda” junto com as covariáveis, “Altitude” e “Distância a fontes de água”, resultando em três modelos classificados como os mais apropriados ( $\Delta AIC \leq 2$ ). Dois dos três modelos candidatos incluíam a covariável “Altitude” (Tabela 4.15). O modelo que incluía a adição da covariável “Distância a fontes de água” (e não “Altitude”) ficou classificado em menor lugar. Ao juntar a covariável “Distância a fontes de água” as duas anteriormente citadas (e por tanto, criar um novo modelo com mais parâmetros), o modelo resultante resultou em menos verossimilhante do que aquele que possuía a adição da covariável “Altitude”. Assim, considerou-se que a adição da covariável “Distância a fontes de água” resultava em modelos com parâmetros não-informativos e procedeu-se a escolher o modelo mais simples (e com menos parâmetros), e assim este foi escolhido para modelar  $p\{\Psi(\cdot) | p(RAI\_par10 + Alt)\}$  (Tabela 4.15).

Para os modelos candidatos, onde  $\Psi$  variava com as covariáveis, foi encontrado pouco apoio para os modelos com  $\Psi$  constante  $\{\Psi(\cdot)\}$ , com um Peso Relativo acumulado de 0,046. Para aqueles modelos que possuíam a covariável “Distância ao povoado mais próximo”  $\{\Psi(Dist\_po)\}$ , foi encontrado um peso relativo acumulado de 0,833 (Tabela 4.16). Nos modelos candidatos, os mais parcimoniosos foram aqueles que incluíram a covariável “Distância ao povoado mais próximo” no valor da ocupação. Devido a quantidade de modelos derivados nenhum dos modelos mais verossimilhanes ( $\Delta AIC \leq 2$ ) teve um Peso AIC  $\geq 0,90$ , razão pela qual descartou-se modelos com parâmetros não informativos (Arnold, 2010). Dos cinco modelos competidores (com  $\Delta AIC \leq 2$ ), todos eram modelos aninhados a partir do modelomais simples  $\{\Psi(Dist\_po) | p(RAI\_par10 + Alt)\}$  ( $\Delta AIC= 0,079$ ; Peso AIC = 0,232), portanto, e seguindo os critérios mencionados por Arnold (2010), procedeu-se a escolher esse modelo como o mais verossimilhante (Tabela 4.16).

Para este modelo o valor de  $\Psi$  foi de  $0,992 \pm 0,171$  e o valor de  $p$  foi de  $0,119 \pm 0,011$ . Nos parâmetros derivados *Beta*, os valores da covariáveis em  $\Psi$  para “Distância ao povoado mais próximo” foi de  $3,279 \pm 1,619$ . O valor do parâmetro derivado *Beta* para  $p$  na covariável “Abundância relativa de onça-pintada”, foi de  $0,253 \pm 0,067$ , e para “Altitude” foi de  $0,274 \pm 0,106$  (Tabela 4.17).

**Tabela 4.14.** Resultados da seleção de modelos incluindo as covariáveis na probabilidade de detecção  $p$  (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par	Desviância
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10})$	852,804	0,000	0,959	1,000	3	846,360
$\Psi(.) p(\text{Alt})$	859,899	7,096	0,028	0,029	3	853,455
$\Psi(.) p(\text{Dist\_ag})$	861,991	9,187	0,010	0,010	3	855,547
$\Psi(.) p(\text{seca-chuva})$	865,835	13,031	0,001	0,002	3	859,390
$\Psi(.) p(.)$	866,324	13,520	0,001	0,001	2	862,106
$\Psi(.) p(\text{Bmass10})$	867,133	14,329	0,001	0,001	3	860,689
$\Psi(.) p(\text{Dist\_po})$	867,869	15,065	0,001	0,001	3	861,424
$\Psi(.) p(t)$	884,223	31,419	0,000	0,000	22	811,309

**Tabela 4.15.** Resultados das diferentes combinações das covariáveis na probabilidade de detecção  $p$  (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par	Desviância
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10} + \text{Alt})$	848,880	0,000	0,361	1,000	4	840,1254
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10} + \text{Alt} + \text{Dist\_ag})$	848,992	0,111	0,341	0,946	5	837,8377
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10} + \text{Dist\_ag})$	850,656	1,776	0,149	0,412	4	841,9009
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10} + \text{seca-chuva})$	852,354	3,474	0,064	0,176	4	843,5993
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10})$	852,804	3,924	0,051	0,141	3	846,3595
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10} + \text{Dist\_po})$	854,122	5,242	0,026	0,073	4	845,3677
$\Psi(.) p(\text{B10} + \text{Rp10})$	856,880	8,000	0,007	0,018	3	850,4357
$\Psi(.) p(\text{Alt})$	859,899	11,019	0,001	0,004	3	853,4549
$\Psi(.) p(\text{Dist\_ag})$	861,991	13,111	0,001	0,001	3	855,5467
$\Psi(.) p(\text{seca-chuva})$	865,835	16,954	0,000	0,000	3	859,39
$\Psi(.) p(.)$	866,324	17,444	0,000	0,000	2	862,1056
$\Psi(.) p(\text{Bmass10})$	867,133	18,253	0,000	0,000	3	860,6887
$\Psi(.) p(\text{Dist\_po})$	867,869	18,989	0,000	0,000	3	861,4244
$\Psi(.) p(t)$	884,223	35,343	0,000	0,000	22	811,3087



**Tabela 4.16.** Resultados dos diferentes modelos candidatos (dentro do procedimento de dois passos) para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par.	Desviância
$\Psi(\text{Dist\_po} + \text{Bmass10}) p(\text{RAI\_par10} + \text{Alt})$	843,532	0,000	0,241	1,000	6	829,885
$\Psi(\text{Dist\_po}) p(\text{RAI\_par10} + \text{Alt})$	843,611	0,079	0,232	0,961	5	832,457
$\Psi(\text{Da} + \text{Dp}) p(\text{RAI\_par10} + \text{Alt})$	844,634	1,102	0,139	0,576	5	833,480
$\Psi(\text{Dist\_po} + \text{Alt}) p(\text{RAI\_par10} + \text{Alt})$	845,069	1,538	0,112	0,464	6	831,422
$\Psi(\text{Dist\_po} + \text{RAI\_par10}) p(\text{RAI\_par10} + \text{Alt})$	845,116	1,584	0,109	0,453	6	831,469
$\Psi(\text{Alt}) p(\text{RAI\_par10} + \text{Alt})$	845,693	2,161	0,082	0,340	5	834,539
$\Psi(\text{Bmass10}) p(\text{RAI\_par10} + \text{Alt})$	848,199	4,667	0,023	0,097	5	837,045
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10} + \text{Alt})$	848,880	5,348	0,017	0,069	4	840,125
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10} + \text{Alt} + \text{Dist\_ag})$	848,992	5,460	0,016	0,065	5	837,838
$\Psi(\text{Dist\_ag}) p(\text{RAI\_par10} + \text{Alt})$	849,051	5,519	0,015	0,063	5	837,897
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10} + \text{Dist\_ag})$	850,656	7,124	0,007	0,028	4	841,901
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10} + \text{seca-chuva})$	852,354	8,822	0,003	0,012	4	843,599
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10})$	852,804	9,272	0,002	0,010	3	846,360
$\Psi(.) p(\text{RAI\_par10} + \text{Dist\_po})$	854,122	10,591	0,001	0,005	4	845,368
$\Psi(.) p(\text{B10} + \text{Rp10})$	856,880	13,349	0,000	0,001	3	850,436
$\Psi(.) p(\text{Alt})$	859,899	16,368	0,000	0,000	3	853,455
$\Psi(.) p(\text{Dist\_ag})$	861,991	18,460	0,000	0,000	3	855,547
$\Psi(.) p(\text{seca-chuva})$	865,835	22,303	0,000	0,000	3	859,390
$\Psi(.) p(.)$	866,324	22,792	0,000	0,000	2	862,106
$\Psi(.) p(\text{Bmass10})$	867,133	23,601	0,000	0,000	3	860,689
$\Psi(.) p(\text{Dist\_po})$	867,869	24,337	0,000	0,000	3	861,424
$\Psi(.) p(t)$	884,223	40,691	0,000	0,000	22	811,309

**Tabela 4.17.** Resultados dos valores dos parâmetros Betas correspondentes ao modelo mais verossimilhante para a análise de ocupação das onças-pintadas no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010.

Parâmetros	Estimado	Erro Padrão
$\Psi$ Intercepto	4,795	2,109
Dist_po	3,279	1,619
p Intercepto	-2,001	0,101
RAI_par10	0,253	0,067
Alt	0,274	0,106

Na análise exploratória de co-ocorrência de 2009, entre os 32 modelos predefinidos, aqueles que assumiram que os valores da probabilidade de detecção eram constantes ao longo do tempo foram penalizados com baixos valores da verossimilhança e menores pesos relativos. Pelo contrário, os modelos que assumiram variações nos valores da probabilidade de detecção ao longo do tempo resultaram, em geral, em valores maiores de verossimilhança e pesos relativos (p.e., Peso relativo de “t” em  $r^A(t) = 0,952$ ; Peso relativo de “t” em  $p^A(t) = 0,707$ ) (VerTabela 4.18). Ao procurar por uma probabilidade de detecção incondicional entre a onça-pintada e a onça-parda, os modelos que assumiram que ela variasse no tempo não foram os mais adequados e foram penalizados com baixos valores de verossimilhança. Igualmente, as probabilidades de detecção e de ocupação não foram afetadas pela inclusão das covariáveis mais relevantes para cada espécie, de acordo com a análise de ocupação para uma espécie (Tabela 4.19).

Posteriormente, foram escolhidos os dois modelos mais verossimilhantes ( $\Delta AIC \leq 2$ ), que acumularam um Peso AIC de 0,873 e foram isolados do resto (Tabela 4.19). Com estes modelos realizou-se uma Média de Modelos a fim de estimar os parâmetros. Como naqueles dois modelos  $r^A$  e  $r^{Ba}$  variavam com o tempo, ao realizar a Média de Modelos foram consideradas 21 estimativas (correspondentes a 21 períodos) para cada um desses dois parâmetros, o que resultou em um valor médio e um intervalo para a estimativa do parâmetro e o Erro Padrão Incondicional (Tabela 4.20). Segundo estes resultados a probabilidade de um local estar ocupado somente pela onça-pintada ( $\Psi^A$ ) foi sempre maior do que a probabilidade de um local ser ocupado somente pela onça-parda ( $\Psi^{Ba}$ ) ou do que ambas as espécies juntas ( $\Psi^{BA}$ ) (Tabela 4.20). É importante mencionar que a probabilidade ( $\Psi^{BA}$ ) foi maior do que ( $\Psi^{Ba}$ ). Esta tendência se repete também nas probabilidades de detecção “r” (apesar dos intervalos nos Pesos Médios).

Se ambas as espécies estavam presentes num local, a probabilidade da onça-pintada ser detectada foi maior, e a onça-parda foi mais detectada nos locais em que a onça-pintada também foi detectada. Os valores de detecção de ambas as espécies, considerando a outra ausente, foram relativamente similares. (Tabela 4.20). Os valores dos parâmetros derivados *Beta* são apresentados na Tabela 4.21, separados para ambos os modelos. Quando houve variação de acordo com o tempo (t) foi tirada uma média dos resultados do estimado e o seu Erro Padrão (correspondentes aos períodos de amostragem). Finalmente, o fator de interação de espécies (*SIF*) resultou em  $1,078 \pm 0,070$ .

**Tabela 4.18.** Resultados dos 32 modelos predefinidos para a análise exploratória de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par.	Desviância
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	671,166	0,000	0,581	1,000	68	1388,26
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(t) rBA(t) rBa(t)$	672,540	1,375	0,292	0,503	68	1389,63
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(t) rBa(.)$	675,170	4,004	0,078	0,135	68	1392,26
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(.) rBA(t) rBa(t)$	676,193	5,027	0,047	0,081	68	1393,28
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	684,974	13,808	0,001	0,001	68	1402,06
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	685,091	13,926	0,001	0,001	68	1402,18
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(.) rBA(.) rBa(t)$	685,409	14,243	0,000	0,001	68	1402,50
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(t) rBa(.)$	686,853	15,688	0,000	0,000	68	1403,94
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(t)$	692,629	21,463	0,000	0,000	68	1409,72
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(t) rBa(t)$	1032,446	361,281	0,000	0,000	88	1361,74
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	1042,681	371,516	0,000	0,000	88	1371,97
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(t) rBa(t)$	1044,041	372,876	0,000	0,000	88	1373,33
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(t) rBA(t) rBa(.)$	1046,389	375,224	0,000	0,000	88	1375,68
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(t)$	1047,903	376,737	0,000	0,000	88	1377,19
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(t) rBA(t) rBa(t)$	1099,712	428,546	0,000	0,000	108	1345,36
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(.) rBA(.) rBa(.)$	1501,515	830,350	0,000	0,000	8	1482,58
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(.) rBA(.) rBa(.)$	1560,597	889,431	0,000	0,000	28	1448,60
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	1561,174	890,008	0,000	0,000	28	1449,17
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(.) rBA(.) rBa(t)$	1564,655	893,490	0,000	0,000	28	1452,66
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(.) rBA(t) rBa(.)$	1567,880	896,714	0,000	0,000	28	1455,88
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(.) rBa(.)$	1578,119	906,953	0,000	0,000	28	1466,12
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(.)$	2025,555	1354,390	0,000	0,000	48	1406,89
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	2037,052	1365,886	0,000	0,000	48	1418,39
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(.) rBA(.) rBa(t)$	2037,264	1366,098	0,000	0,000	48	1418,60
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	2037,375	1366,209	0,000	0,000	48	1418,71
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(t) rBA(t) rBa(.)$	2039,197	1368,032	0,000	0,000	48	1420,53
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(.) rBA(t) rBa(.)$	2041,947	1370,781	0,000	0,000	48	1423,28
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(.) rBA(t) rBa(t)$	2044,566	1373,400	0,000	0,000	48	1425,90
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(.) rBA(.) rBa(.)$	2050,867	1379,701	0,000	0,000	48	1432,20
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	2051,257	1380,092	0,000	0,000	48	1432,59
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(.) rBa(t)$	2055,128	1383,963	0,000	0,000	48	1436,46
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(.)$	2058,093	1386,927	0,000	0,000	48	1439,43

**Tabela 4.19.** Modelos candidatos para a análise de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) no Parque Nacional Serra da Capivara-PI em 2009, considerando covariáveis.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par.	Desviância
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	671,166	0,000	0,581	1,000	68	1388,257
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(.) r A(t) r B A(t) r B a(t)$	672,540	1,375	0,292	0,503	68	1389,631
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(t) r B a(.)$	675,170	4,004	0,078	0,135	68	1392,260
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(.) r B A(t) r B a(t)$	676,193	5,027	0,047	0,081	68	1393,283
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(t) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	684,974	13,808	0,001	0,001	68	1402,065
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(t) r A(t) r B A(.) r B a(.)$	685,091	13,926	0,001	0,001	68	1402,182
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(t) r A(.) r B A(.) r B a(t)$	685,409	14,243	0,000	0,001	68	1402,500
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(t) r A(t) r B A(t) r B a(.)$	686,853	15,688	0,000	0,000	68	1403,944
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(t) r A(.) r B A(t) r B a(t)$	692,629	21,463	0,000	0,000	68	1409,720
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t + Dist\_po) r B A(.) r B a(t)$	697,935	26,770	0,000	0,000	69	1364,935
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(seca-chuva) r B a(t)$	717,436	46,271	0,000	0,000	69	1384,436
$\Psi A(Dist\_po) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	717,587	46,422	0,000	0,000	69	1384,587
$\Psi A(.) \Psi B A(Bmass2009) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	718,248	47,082	0,000	0,000	69	1385,248
$\Psi A(Bmass2009) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	719,560	48,395	0,000	0,000	69	1386,560
$\Psi A(.) \Psi B A(Dist\_ag) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	719,771	48,605	0,000	0,000	69	1386,771
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(Dist\_ag) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	719,964	48,798	0,000	0,000	69	1386,964
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(Bmass2009) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	720,254	49,088	0,000	0,000	69	1387,254
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(Dist\_po) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	720,409	49,243	0,000	0,000	69	1387,409
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(seca-chuva) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	720,803	49,637	0,000	0,000	69	1387,803
$\Psi A(.) \Psi B A(Dist\_po) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	721,252	50,086	0,000	0,000	69	1388,252
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t + seca-chuva) r B A(.) r B a(t)$	721,257	50,091	0,000	0,000	69	1388,257
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(t + seca-chuva)$	721,257	50,091	0,000	0,000	69	1388,257
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(seca-chuva) r A(t) r B A(t) r B a(t)$	722,181	51,015	0,000	0,000	69	1389,181
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(Dist\_po) p B(.) r A(t) r B A(t) r B a(t)$	722,341	51,175	0,000	0,000	69	1389,341
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t + seca-chuva) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	738,934	67,769	0,000	0,000	69	1405,934
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(seca-chuva) p B(.) r A(t) r B A(t) r B a(t)$	743,464	72,298	0,000	0,000	69	1410,464
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(t) r B a(t)$	1032,446	361,281	0,000	0,000	88	1361,736
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(t) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	1042,681	371,516	0,000	0,000	88	1371,972
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(t) r A(t) r B A(t) r B a(t)$	1044,041	372,876	0,000	0,000	88	1373,332
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(t) r A(t) r B A(t) r B a(.)$	1046,389	375,224	0,000	0,000	88	1375,680
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(t) r A(.) r B A(t) r B a(t)$	1047,903	376,737	0,000	0,000	88	1377,193
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(t) r A(t) r B A(t) r B a(t)$	1099,712	428,546	0,000	0,000	108	1345,359
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(.) r A(.) r B A(.) r B a(.)$	1501,515	830,350	0,000	0,000	8	1482,577
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(.) r B A(.) r B a(.)$	1560,597	889,431	0,000	0,000	28	1448,597
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(.)$	1561,174	890,008	0,000	0,000	28	1449,174
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(.) r A(.) r B A(.) r B a(t)$	1564,655	893,490	0,000	0,000	28	1452,655
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(.) r A(.) r B A(t) r B a(.)$	1567,880	896,714	0,000	0,000	28	1455,880
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(t) r A(.) r B A(.) r B a(.)$	1578,119	906,953	0,000	0,000	28	1466,119
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) = r A(t) p B(.) r B A(.) r B a(t)$	1961,314	1290,149	0,000	0,000	47	1416,114
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(.) r A(t) r B A(t) = r B a(t)$	1973,753	1302,588	0,000	0,000	47	1428,553
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(t) r A(.) r B A(t) r B a(.)$	2025,555	1354,390	0,000	0,000	48	1406,889
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(t)$	2037,052	1365,886	0,000	0,000	48	1418,385
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(.) r B A(.) r B a(t)$	2037,264	1366,098	0,000	0,000	48	1418,597
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(t) r B A(.) r B a(.)$	2037,375	1366,209	0,000	0,000	48	1418,708
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(.) r A(t) r B A(t) r B a(.)$	2039,197	1368,032	0,000	0,000	48	1420,531
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(t) p B(.) r A(.) r B A(t) r B a(.)$	2041,947	1370,781	0,000	0,000	48	1423,280
$\Psi A(.) \Psi B A(.) \Psi B a(.) p A(.) p B(.) r A(.) r B A(t) r B a(t)$	2044,566	1373,400	0,000	0,000	48	1425,899

$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(.) rBA(.) rBa(.)$	2050,867	1379,701	0,000	0,000	48	1432,200
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	2051,257	1380,092	0,000	0,000	48	1432,591
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(.) rBa(t)$	2055,128	1383,963	0,000	0,000	48	1436,462
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(.)$	2058,093	1386,927	0,000	0,000	48	1439,426

**Tabela 4.20.** Resultado da Média de Modelos e Erro Padrão Incondicional para os parâmetros do modelo de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) no Parque Nacional Serra da Capivara-PI em 2009.

Parâmetro	Peso Médio	EP Incondicional
$\Psi^A$	0,776	0,058
$\Psi^{BA}$	0,671	0,082
$\Psi^{Ba}$	0,453	0,161
$\rho^A$	0,135	0,077
$\rho^B$	0,113	0,034
$r^A$	0,171	0,06
	(0,033-0,367)	(0,033-0,091)
$r^{BA}$	0,125	0,026
$r^{Ba}$	0,101	0,058
	(0,000-0,254)	(0,000-0,094)

**Tabela 4.21.** Resultado dos valores dos parâmetros Beta e Erro Padrão (EP) correspondentes aos dois modelos de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) mais verossimilhanes no Parque Nacional Serra da Capivara-PI em 2009.

Parâmetro	Beta 1	EP 1	Beta 2	EP 2
$\Psi A$ Intercepto	1,235	0,330	1,255	0,336
$\Psi BA$ Intercepto	0,677	0,358	0,781	0,394
$\Psi Ba$ Intercepto	-0,197	0,647	-0,166	0,655
$pA$ Intercepto	-1,885	0,772	-1,758	0,199
$pA$ t	-0,712	93,336	-	-
$pB$ Intercepto	-2,062	0,340	-2,061	0,338
$rA$ Intercepto	-3,355	1,019	-3,377	1,019
$rA$ t	1,687	1,159	1,732	1,157
$rBA$ Intercepto	-1,461	0,255	-13,711	482,047
$rBA$ t	-	-	3,556	289,297
$rBa$ Intercepto	-1,824	0,544	-1,869	0,545
$rBa$ t	-2,015	153,965	-4,038	0,840

Na análise exploratória de co-ocorrência de 2010, entre os 32 modelos predefinidos, aqueles que assumiram que os valores da probabilidade de detecção eram constantes ao longo do tempo foram penalizados com baixos valores da verossimilhança e menores pesos relativos, semelhante aos resultados de 2009. Semelhante aos resultados daquele ano, em 2010, os modelos que assumiram variações nos valores da probabilidade de detecção ao longo do tempo resultaram, em geral, em valores maiores de verossimilhança e pesos relativos (p.e., Peso relativo de “t” em  $r^A(t) = 1,000$ ; Peso relativo de “t” em  $p^A(t) = 0,871$ ) (Tabela 4.22). Ao procurar por uma probabilidade de detecção incondicional entre a onça-pintada e a onça-parda, os modelos que assumiram que ela variasse no tempo não foram os mais adequados e foram penalizados com baixos valores de verossimilhança (Tabela 4.22). Igualmente, a adição de covariáveis mais relevantes para cada espécie nas probabilidades de detecção e ocupação não resultou em modelos classificados como mais verossimilhantes ou melhor classificados (Tabela 4.23).

Posteriormente, foi escolhido o modelo mais verossimilhante ( $\Delta AIC \leq 2$ ), que acumulou um Peso AIC de 0,846 (Tabela 4.23). Ao proceder a estimativa dos parâmetros, com os parâmetros  $p^A$ ,  $r^A$  e  $r^{Ba}$  variavam com o tempo, procedeu-se a realizar uma média das 21 estimativas (correspondentes a 21 períodos) para cada um desses dois parâmetros, o que resultou em um valor médio e um intervalo para a estimativa do parâmetro e o Erro Padrão (Tabela 4.24). Igualmente aos modelos para 2009, segundo estes resultados, em 2010 a probabilidade de um local estar ocupado somente pela onça-pintada ( $\Psi^A$ ) foi sempre maior do que a probabilidade de um local ser ocupado somente pela onça-parda ( $\Psi^{Ba}$ ) ou do que ambas as espécies juntas ( $\Psi^{BA}$ ). Adicionalmente, a probabilidade ( $\Psi^{BA}$ ) foi maior do que ( $\Psi^{Ba}$ ) (Tabela 4.24).

Se ambas as espécies estavam presentes num local, a probabilidade da onça-parda ser detectada ( $r^{BA}$ ) foi maior nos locais em que a onça-pintada também foi detectada ( $r^A$ ). A probabilidade de onça-parda ser detectada e a onça-pintada não sê-lo (quando ambas as espécies estão presentes,  $r^{Ba}$ ) foi a menor de todas as três. Os valores de detecção de ambas as espécies, considerando a outra ausente, variaram, sendo que na onça-pintada ( $p^A$ ) foi o dobro do que na onça-parda ( $p^B$ ) (Tabela 4.24). Os valores dos parâmetros derivados *Beta* são apresentados na Tabela 4.25, Quando houve variação de acordo com o tempo (t) foi tirada uma média dos resultados (correspondentes aos períodos de amostragem). Finalmente, o fator de interação de espécies (*SIF*) resultou em  $1,076 \pm 0,094$ .

**Tabela 4.22.** Resultados dos 32 modelos predefinidos para a análise exploratória de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2010.

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par.	Desviância
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	611,657	0,000	0,846	1,000	68	1328,748
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(t) rBA(t) rBa(t)$	616,282	4,625	0,084	0,099	68	1333,373
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	617,499	5,843	0,046	0,054	68	1334,590
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(t) rBa(.)$	619,771	8,114	0,015	0,017	68	1336,862
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	620,743	9,086	0,009	0,011	68	1337,834
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(t) rBa(.)$	625,457	13,800	0,001	0,001	68	1342,547
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(.) rBA(t) rBa(t)$	632,704	21,047	0,000	0,000	68	1349,795
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(.) rBA(.) rBa(t)$	635,103	23,447	0,000	0,000	68	1352,194
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(t)$	638,950	27,293	0,000	0,000	68	1356,041
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(.)$	642,454	30,797	0,000	0,000	68	1359,545
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(t) rBa(t)$	976,797	365,140	0,000	0,000	88	1306,087
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	978,378	366,721	0,000	0,000	88	1307,669
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(t) rBa(t)$	983,104	371,447	0,000	0,000	88	1312,394
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(t) rBA(t) rBa(.)$	985,902	374,246	0,000	0,000	88	1315,193
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(t)$	999,538	387,881	0,000	0,000	88	1328,828
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(t) rBA(t) rBa(t)$	1039,360	427,703	0,000	0,000	108	1285,007
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(.) rBA(.) rBa(.)$	1450,096	838,439	0,000	0,000	8	1431,157
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	1493,543	881,886	0,000	0,000	30	1364,654
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	1498,234	886,577	0,000	0,000	28	1386,234
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(.)$	1498,649	886,992	0,000	0,000	28	1386,649
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(.) rBA(.) rBa(t)$	1512,070	900,413	0,000	0,000	28	1400,070
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(.) rBA(.) rBa(.)$	1516,423	904,766	0,000	0,000	28	1404,423
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(.) rBA(t) rBa(.)$	1520,167	908,511	0,000	0,000	28	1408,167
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(.) rBa(.)$	1521,653	909,996	0,000	0,000	28	1409,653
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	1974,188	1362,531	0,000	0,000	48	1355,521
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	1978,172	1366,515	0,000	0,000	48	1359,505
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(t) rBA(t) rBa(.)$	1982,810	1371,153	0,000	0,000	48	1364,144
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(.) rBA(.) rBa(t)$	1991,825	1380,169	0,000	0,000	48	1373,159
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(.) rA(.) rBA(t) rBa(t)$	1995,656	1383,999	0,000	0,000	48	1376,990
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(.) rBa(t)$	1997,828	1386,171	0,000	0,000	48	1379,161
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(.) rBA(t) rBa(.)$	1999,757	1388,100	0,000	0,000	48	1381,091
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(t) rA(.) rBA(.) rBa(.)$	2001,543	1389,886	0,000	0,000	48	1382,876

**Tabela 4.23.** Modelos candidatos para a análise de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) no Parque Nacional Serra da Capivara-PI em 2010, considerando covariáveis

Modelo	AICc	Delta AICc	Pesos AICc	Verossimilhança do Modelo	Num. Par.	Desviância
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	611,657	0,000	0,846	1,000	68	1328,748
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(.) rA(t) rBA(t) rBa(t)$	616,282	4,625	0,084	0,099	68	1333,373
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	617,500	5,843	0,046	0,054	68	1334,590
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(t) rBa(.)$	619,771	8,114	0,015	0,017	68	1336,862
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	620,743	9,086	0,009	0,011	68	1337,834
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(t) rBa(.)$	625,456	13,800	0,001	0,001	68	1342,547
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(.) rA(.) rBA(t) rBa(t)$	632,704	21,047	0,000	0,000	68	1349,795
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(t) rA(.) rBA(.) rBa(t)$	635,103	23,447	0,000	0,000	68	1352,194
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(t)$	638,950	27,293	0,000	0,000	68	1356,041
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(.)$	642,454	30,797	0,000	0,000	68	1359,545
$\Psi A(Alt) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	650,799	39,142	0,000	0,000	69	1317,799
$\Psi A(Dist\_po) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	653,871	42,214	0,000	0,000	69	1320,871
$\Psi A(.) \Psi BA(Bmass10) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	657,251	45,594	0,000	0,000	69	1324,251
$\Psi A(Bmass10) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	660,021	48,364	0,000	0,000	69	1327,021
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(Bmass10) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	660,154	48,497	0,000	0,000	69	1327,154
$\Psi A(.) \Psi BA(Alt) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	660,955	49,298	0,000	0,000	69	1327,955
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(Bmass10) rBa(t)$	661,164	49,507	0,000	0,000	69	1328,164
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(Alt) rBa(t)$	661,461	49,804	0,000	0,000	69	1328,461
$\Psi A(Dist\_ag) \Psi BA(.) \Psi Ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	661,469	49,813	0,000	0,000	69	1328,469
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(Alt) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	661,663	50,006	0,000	0,000	69	1328,663
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t + seca-chuva)$	661,748	50,091	0,000	0,000	69	1328,748
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(.) rA(t + seca-chuva) rBA(.) rBa(t)$	661,748	50,091	0,000	0,000	69	1328,748
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t + seca-chuva) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	662,573	50,916	0,000	0,000	69	1329,573
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(t) rBa(t)$	976,797	365,140	0,000	0,000	88	1306,087
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	978,378	366,721	0,000	0,000	88	1307,669
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(t) rBa(t)$	983,104	371,447	0,000	0,000	88	1312,394
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(t) rA(t) rBA(t) rBa(.)$	985,902	374,246	0,000	0,000	88	1315,193
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(t)$	999,538	387,881	0,000	0,000	88	1328,828
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(t) rA(t) rBA(t) rBa(t)$	1039,360	427,703	0,000	0,000	108	1285,007
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(.) rA(.) rBA(.) rBa(.)$	1450,096	838,439	0,000	0,000	8	1431,157
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(t) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	1493,543	881,886	0,000	0,000	30	1364,654
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	1498,234	886,577	0,000	0,000	28	1386,234
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(t) rBa(.)$	1498,649	886,992	0,000	0,000	28	1386,649
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(.) rA(.) rBA(.) rBa(t)$	1512,070	900,413	0,000	0,000	28	1400,070
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(.) rA(.) rBA(.) rBa(.)$	1516,423	904,766	0,000	0,000	28	1404,423
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(.) rA(.) rBA(t) rBa(.)$	1520,167	908,511	0,000	0,000	28	1408,167
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(t) rA(.) rBA(.) rBa(.)$	1521,653	909,996	0,000	0,000	28	1409,653
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(t)$	1974,188	1362,531	0,000	0,000	48	1355,521
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(.) rA(t) rBA(.) rBa(.)$	1978,172	1366,515	0,000	0,000	48	1359,505
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(.) rA(t) rBA(t) rBa(.)$	1982,810	1371,153	0,000	0,000	48	1364,144
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(t) pB(.) rA(.) rBA(.) rBa(t)$	1991,825	1380,169	0,000	0,000	48	1373,159
$\Psi A(.) \Psi BA(.) \Psi ba(.) pA(.) pB(.) rA(.) rBA(t) rBa(t)$	1995,656	1383,999	0,000	0,000	48	1376,990



$\Psi_A(.) \Psi_{BA}(\cdot) \Psi_{ba}(\cdot) p_A(\cdot) p_B(t) r_A(\cdot) r_{BA}(\cdot) r_{Ba}(t)$	1997,828	1386,171	0,000	0,000	48	1379,161
$\Psi_A(\cdot) \Psi_{BA}(\cdot) \Psi_{ba}(\cdot) p_A(t) p_B(\cdot) r_A(\cdot) r_{BA}(t) r_{Ba}(\cdot)$	1999,757	1388,100	0,000	0,000	48	1381,091
$\Psi_A(\cdot) \Psi_{BA}(\cdot) \Psi_{ba}(\cdot) p_A(t) p_B(t) r_A(\cdot) r_{BA}(\cdot) r_{Ba}(\cdot)$	2001,543	1389,886	0,000	0,000	48	1382,876

**Tabela 4.24.** Resultado dos parâmetros e Erro Padrão (EP) do modelo de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) no Parque Nacional Serra da Capivara-PI em 2010.

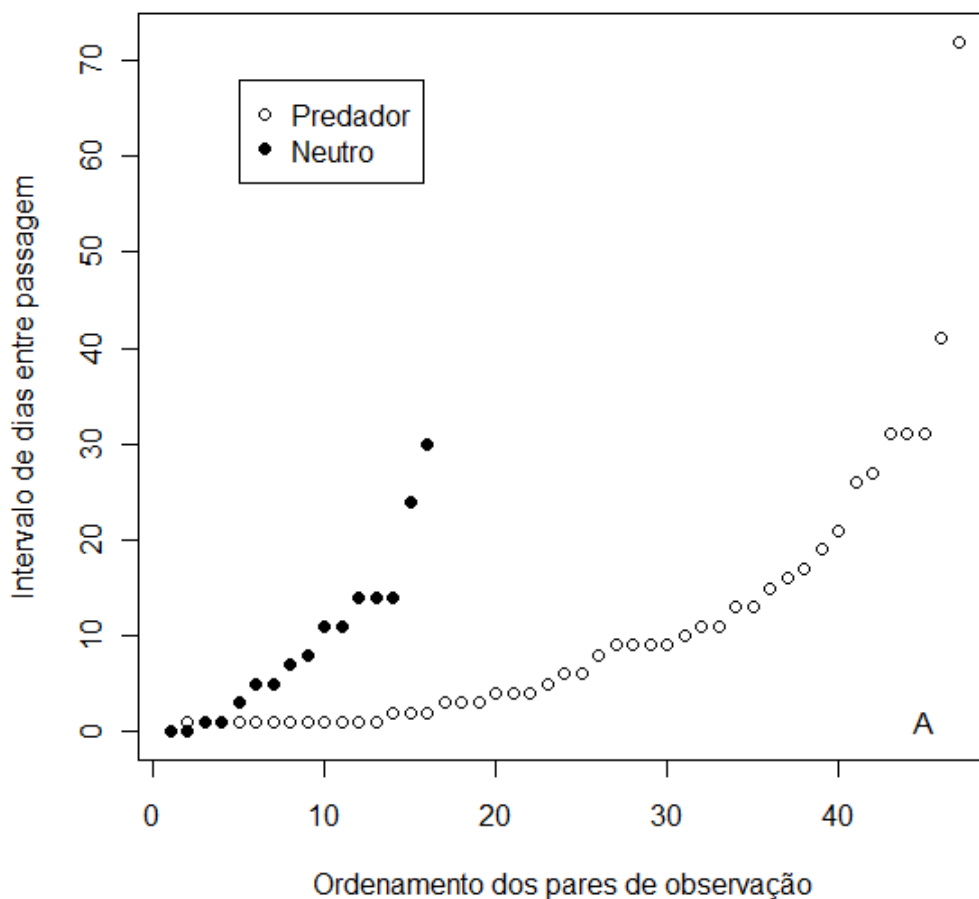
Parâmetro	Estimado	EP
$\Psi^A$	0,843	0,060
$\Psi^{BA}$	0,651	0,077
$\Psi^{Ba}$	0,358	0,306
$p^A$	0,095	0,061
$p^B$	0,048	0,043
$r^A$	0,161	0,062
$r^{BA}$	0,176	0,037
$r^{Ba}$	0,115	0,058

**Tabela 4.25.** Resultado dos valores dos parâmetros Beta e Erro Padrão (EP) correspondentes modelo de ocupação de duas espécies (onça-pintada e onça-parda) mais verossimilhante no Parque Nacional Serra da Capivara-PI em 2010.

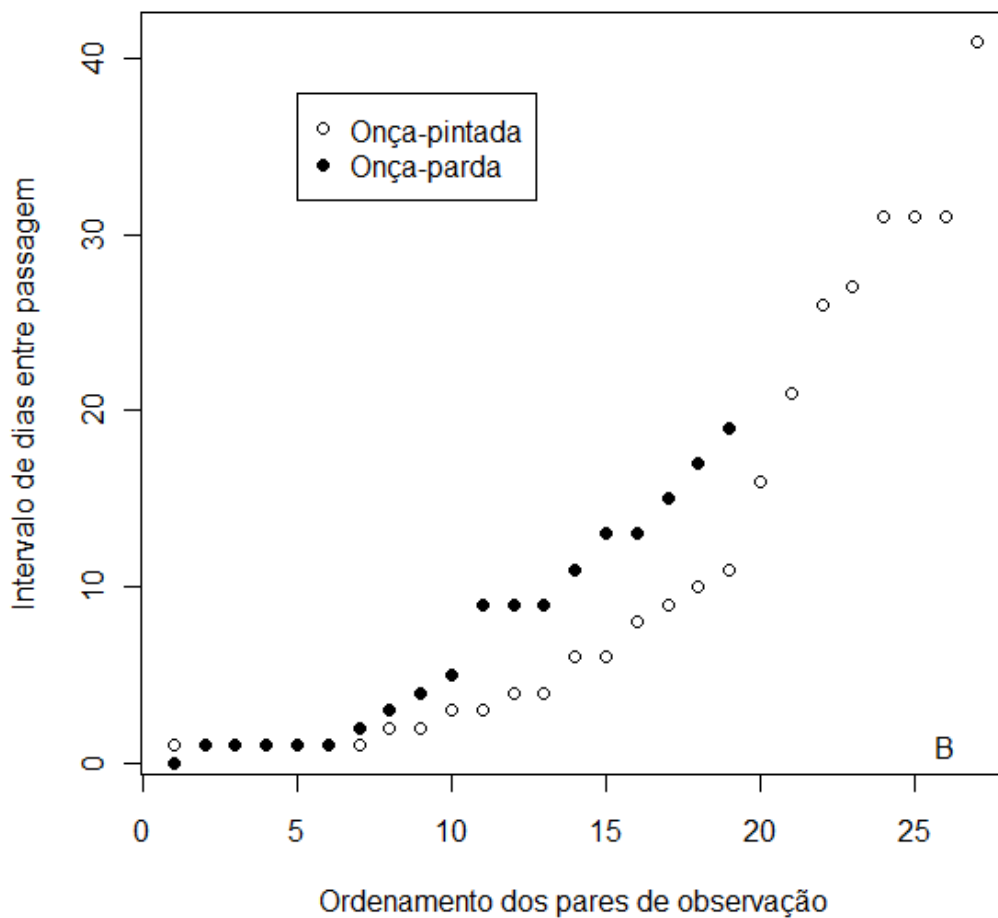
Parâmetro	Beta	EP
$\Psi_A$ Intercepto	1,682	0,456
$\Psi_{BA}$ Intercepto	0,624	0,341
$\Psi_{Ba}$ Intercepto	-0,585	1,333
$p_A$ Intercepto	-14,780	465,428
$p_A$ t	7,640	492,644
$p_B$ Intercepto	-2,984	0,943
$r_A$ Intercepto	-2,263	0,943
$r_A$ t	0,426	0,842
$r_{BA}$ Intercepto	-1,543	0,254
$r_{Ba}$ Intercepto	-1,826	0,543
$r_{Ba}$ t	-1,783	4,306

### Análise de Ocupação Temporal

No caso da análise interespecífica, para observar se o veado-caatingueiro evitava locais onde houve passagem prévia de predadores, foram registradas 58 interações: 25 com a onça-pintada (variando de 1 a 31 dias), 19 com a onça-parda (variando de 1 a 28 dias) e 14 com o cachorro-do-mato (variando de 1 a 30 dias). Não houve diferenças para o intervalo de registro do veado-caatingueiro após o registro do cachorro-do-mato (animal neutro) e os predadores (onça-pintada e onça-parda) ( $\sigma_{obs} = 0,005$ ;  $\sigma_{simul} = 0,002 \pm 0,204$ ;  $n_{simul} = 10000$ ;  $p = 0,494$ ). Igualmente, não houve diferença no intervalo de registro do veado após o registro da onça-pintada ou a onça-parda ( $\sigma_{obs} = 0,057$ ;  $\sigma_{simul} = 0,001 \pm 0,157$ ;  $n_{simul} = 10000$ ;  $p = 0,646$ ) (Figura 4.4 e Figura 4.5).



**Figura 4.4.** Curva do primeiro contraste da ANCOVA de contrastes ortogonais para comparar o intervalo de passagem do veado-caatingueiro após da passagem de um predador neutro e dois predadores potenciais no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2007.



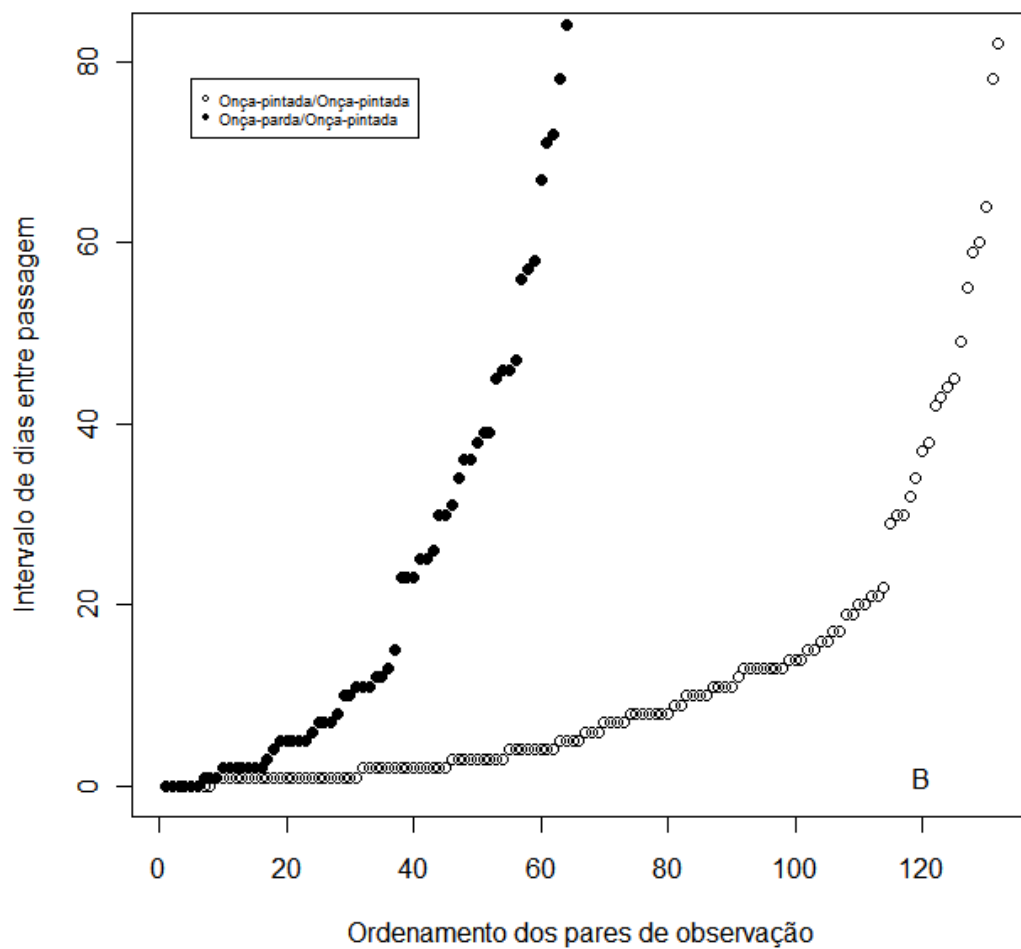
**Figura 4.5.** Curva do segundo contraste da ANCOVA de contrastes ortogonais para comparar o intervalo de passagem do veado-caatingueiro após de da passagem de dois predadores potenciais, a onça-pintada e onça-parda, no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2007.

Na análise inter e intra-específica para a onça-parda e a onça-pintada, foram registradas 328 interações: para a onça-pintada, 60 interações interespecíficas (onça-pintada X onça-parda) e 132 intra-específicas (onça-pintada X onça-pintada); para a onça-parda, 64 interações interespecíficas (onça-parda X onça-pintada) e 72 intra-específicas (onça-parda X onça-parda).

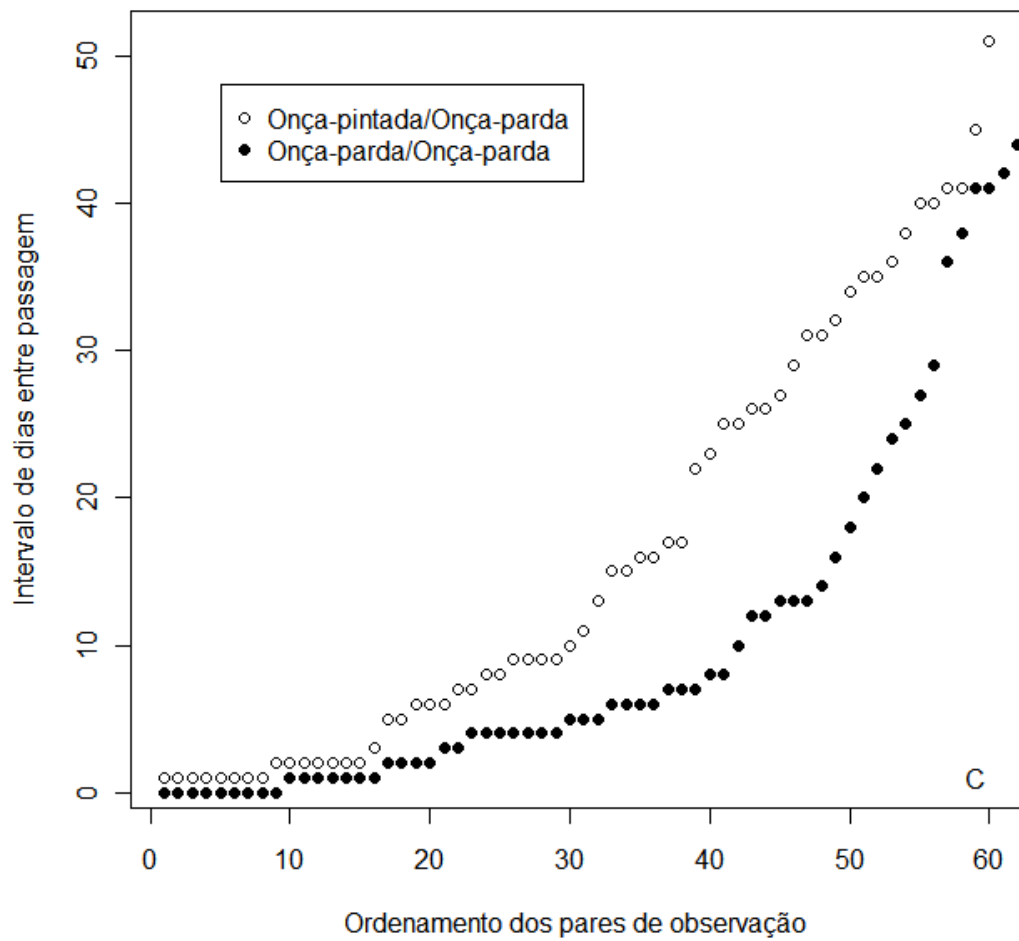
No segundo contraste houve diferenças para o intervalo de registro da onça-pintada após o registro de um provável competidor interespecífico (onça-parda) e outro intra-específico (outra onça-pintada), sendo que o tempo de passagem de uma onça-pintada após da passagem de uma onça-parda foi maior do que o tempo de passagem de uma onça-pintada

após da passagem de outro indivíduo da mesma espécie ( $\sigma_{obs} = 0,253$ ;  $\sigma_{simul} = -0,001 \pm 0,093$ ;  $n_{simul} = 10000$ ;  $p = 0,0026$ ) (Figura 4.6).

No terceiro contraste não houve diferenças para o intervalo de registro de uma onça-parda após o registro de um provável competidor interespecífico (onça-pintada) e outro intra-específico (outra onça-parda) ( $\sigma_{obs} = 0,119$ ;  $\sigma_{simul} = 0,0001 \pm 0,107$ ;  $n_{simul} = 10000$ ;  $p = 0,133$ ) (Figura 4.7).



**Figura 4.6.** Curva do segundo contraste da ANCOVA de contrastes ortogonais para comparar o intervalo de passagem da onça-pintada após da passagem de um indivíduo da mesma espécie ou de uma onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009 – 2010.



**Figura 4.7.** Curva do terceiro contraste da ANCOVA de contrastes ortogonais para comparar o intervalo de passagem da onça-parda após da passagem de um indivíduo da mesma espécie ou de uma onça-pintada no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, em 2009 – 2010.

### Riqueza e abundância relativa de espécies

De setembro de 2009 a janeiro de 2010, e setembro de 2010 a fevereiro de 2011 as armadilhas-fotográficas registraram 32 espécies de 18 famílias de mamíferos (Tabela 4.26), sendo que quatro espécies eram mamíferos domésticos. A família Felidae foi a mais representativa com seis espécies. Finalmente, os resultados da análise de Abundância Relativa (RAI-2) indicaram o cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*) como a espécie que apresentou o maior valor do índice RAI-2 no Parque, seguida pela preá (*Cavia aperea*) e a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) (Tabela 4.27). Estes valores são compatíveis com a quantidade de registros fotográficos obtidos para estas três espécies: O cachorro-do-mato registrou 1321 registros, o preá 886 a jaguatirica 708 registros.

**Tabela 4.26.** Lista de mamíferos registrados no Parque Nacional Serra da Capivara, PI, por meio de armadilhas-fotográficas.

Nome comum	Nome científico	Família
Onça-pintada	<i>Panthera onca</i>	Felidae
Onça-parda	<i>Puma concolor</i>	Felidae
Gato-mourisco	<i>Puma yagouaroundi</i>	Felidae
Jaguatirica	<i>Leopardus pardalis</i>	Felidae
Gato-do-mato-pequeno	<i>Leopardus tigrinus</i>	Felidae
Gato-maracajá	<i>Leopardus wiedii</i>	Felidae
Cachorro-do-mato	<i>Cerdocyon thous</i>	Canidae
Cão doméstico	<i>Canis lupus familiaris</i>	Canidae
Tamanduá-bandeira	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Myrmecophagidae
Tamanduá-mirim	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Myrmecophagidae
Tatu-peba	<i>Euphractus sexcinctus</i>	Euphractinae
Tatu-bola	<i>Tolypeutes tricinctus</i>	Dasypodidae
Tatu-galinha	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Dasypodidae
Cateto	<i>Tayassu tajacu</i>	Tayassuidae
Queixada	<i>Tayassu pecari</i>	Tayassuidae
Irara	<i>Eira barbara</i>	Mustelidae
Furão	<i>Galictis cuja</i>	Mustelidae
Mão-pelada	<i>Procyon cancrivorus</i>	Procyonidae
Ouriço-cacheiro	<i>Coendourehensilis</i>	Erethizontidae
Cutia	<i>Dasyprocta azarae</i>	Dasyproctidae
Preá	<i>Cavia aperea</i>	Caviidae
Mocó	<i>Kerodon rupestris</i>	Caviidae
Gálea	<i>Galea spixii</i>	Caviidae
Gambá	<i>Didelphis albiventris</i>	Didelphidae
Macaco-prego	<i>Cebus apella</i>	Cebidae
Sagüi	<i>Callithrix penicillata</i>	Cebidae
Jaratataca	<i>Conepatus semistriatus</i>	Mephitidae
Tapeti	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Leporidae
Veado-catingueiro	<i>Mazama gouazoubira</i>	Cervidae
Cavalo doméstico	<i>Equus caballus</i>	Equidae
Jegue	<i>Equus asinus</i>	Equidae
Boi	<i>Bos taurus</i>	Bovinae

**Tabela 4.27.** Abundância relativa dos mamíferos no PNSC, por meio de armadilhas-fotográficas, durante as amostragens de 2009 e 2010.

<b>Espécie</b>	<b>Abundância Relativa (RAI-2)</b>
<i>Cerdocyon thous</i>	2,275
<i>Cavia aperea</i>	1,114
<i>Leopardus pardalis</i>	0,866
<i>Panthera onca</i>	0,525
<i>Tayassu tajacu</i>	0,338
<i>Mazama gouazoubira</i>	0,314
<i>Puma concolor</i>	0,301
<i>Dasyprocta azarae</i>	0,298
<i>Dasypus novemcinctus</i>	0,256
<i>Kerodon rupestris</i>	0,253
<i>Conepatus semistriatus</i>	0,251
<i>Leopardus tigrinus</i>	0,215
<i>Tayassu pecari</i>	0,123
<i>Tolypeutes tricinctus</i>	0,084
<i>Leopardus wiedii</i>	0,076
<i>Tamandua tetradactyla</i>	0,074
<i>Equus caballus</i>	0,071
<i>Puma yagouaroundi</i>	0,051
<i>Didelphis albiventris</i>	0,048
<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	0,022
<i>Eira barbara</i>	0,010
<i>Coendou prehensilis</i>	0,010
<i>Procyon cancrivorus</i>	0,005
<i>Callithrix penicillata</i>	0,004
<i>Euphractus sexcinctus</i>	0,003
<i>Galictis cuja</i>	0,002
<i>Cebus apella</i>	0,002
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	0,001

#### 4.4. DISCUSSÃO

A combinação de armadilhas-fotográficas com análises de ocupação é ainda uma metodologia apenas recentemente explorada (Negrões *et al.*, 2010; Sollmann *et al.*, 2012). Geralmente, os dados para estudos de ocupação baseados em armadilhas-fotográficas provêm de desenhos amostrais de outros estudos, como abundância/densidade. A definição da seleção de um ponto de amostragem, e a colocação das armadilhas ao longo da área de interesse (dentro de “quadrantes” pertencentes a uma grade maior, ou em pontos uniformemente espaçados) deve considerar os hábitos e área de vida da espécie alvo. Esta definição e espaçamento dos pontos de amostragem estão relacionados com os pressupostos de “população fechada” e independência espacial requeridos para os estudos de ocupação. A importância deste assunto (definição e espaçamento dos pontos) reside no fato de se os quadrantes são menores que a área de vida da espécie alvo, ou se o espaçamento entre as armadilhas permite que um mesmo indivíduo seja detectado várias vezes ao longo de uma temporada de amostragem, então ambos os pressupostos mencionados anteriormente estariam sendo violados. Um bom delineamento espacial para estimar a abundância de uma espécie com armadilhas fotográficas poderia estar justamente violando estes pressupostos básicos para um estudo de ocupação (O’Connell & Bailey, 2011) e, portanto, levando a sobrestimativas dos estimados de ocupação (MacKenzie *et al.*, 2006). Assumir que as probabilidades de detecção são iguais em todos os pontos de amostragem (p.e., nos modelos  $p(\cdot)$ ) é outro fator com potencial para produzir resultados enviesados se as probabilidades de detecção variam entre covariáveis (O’Connell & Bailey, 2011). É de esperar que, ao utilizar covariáveis, os estudos de ocupação centralizem a discussão em como aquelas covariáveis influenciam a ocupação, detectabilidade e parâmetros dinâmicos ( $p$  e  $r$  condicional e incondicional), e assim tentar de alguma maneira melhorar os resultados da modelagem considerando as limitações mencionadas

Os resultados para os modelos de ocupação de uma única sessão e uma espécie indicam que em ambas as amostragens a onça-pintada obteve a maior probabilidade de ser detectada na área de estudos. Em 2010, a probabilidade de ocupação das onças-pintadas foi um 42% maior do que a das onças-pardas. Ainda que em 2009 tenha sido a onça-parda que registrou um maior valor de ocupação, a diferença entre o valor registrado por esta e a onça-pintada foi só de 18%. Os resultados dos valores de ocupação e detecção de 2010 parecem coincidir com as estimativas de abundância e área de vida mínima do Capítulo 3, que mostram que, além de existir em maior número populacional do que as onças-pardas, a densidade de onças-pintadas é maior do que as das onças-pardas. Ou seja, numa determinada área haverá mais onças-pintadas, mas também estarão realizando



deslocamentos, em média, menores do que as onças-pardas, aumentando as suas chances de ser detectadas mais freqüentemente por mais câmeras. A falta de semelhança entre os resultados de 2009 e 2010 não permite estender essa explicação para ambos os anos nessa modelagem, mas a maior probabilidade de detecção para a onça-pintada em 2009 e 2010 coincide com o explicado acima. No entanto, para ambas as espécies o valor de probabilidade de detecção é baixo, não chegando a 0,15 em nenhum dos casos.

Como mencionado anteriormente, a estimativa da ocupação opera sobre a premissa que quando existe heterogeneidade na probabilidade de detecção, esta pode ser adequadamente modelada com covariáveis temporais ou específicas para o ponto de amostragem. Porém, quando existem variações locais nas abundâncias, isto pode causar heterogeneidade nas probabilidades de detecção da espécie, algo difícil de ser modelado com covariáveis convencionais (por exemplo, características ambientais), e conseqüentemente produzir subestimativas na ocupação (O'Connell & Bailey, 2011). De acordo com os resultados dos Capítulos 1 e 2 deste trabalho, é possível inferir que para ambas as espécies existem melhores condições ambientais na região sul do Parque, onde as populações provavelmente estariam mais concentradas do que na região norte. No caso da onça-pintada, este adensamento espacial tem sido confirmado mediante a comparação com outro estudo independente (Silveira *et al.*, 2009). É por isso que, em uma tentativa de explicar essa heterogeneidade, foram utilizadas covariáveis convencionais e não-convencionais, como o Índice de Abundância Relativa (RAI-2, Carbonne *et al.*, 2001) da espécie potencialmente competidora.

Para os modelos de ocupação de uma única sessão e uma espécie, as covariáveis que explicaram a ocupação e probabilidades de detecção variaram entre ambas as espécies. De acordo com os resultados dos parâmetros *Beta* para a onça-pintada em 2009 e 2010, encontrar uma correlação positiva entre a probabilidade de detecção e a covariável "Altitude" se mostra de acordo com os resultados do Capítulo 2, onde a análise de adequabilidade do hábitat mostrou que a altitude seria a segunda variável eco-geográfica que melhor explicaria a adequabilidade do habitat para a espécie. Naquela análise, encontrou-se também que existia uma grande sobreposição entre a adequabilidade do hábitat da onça-pintada e a onça-parda, pelo que era de esperar que a covariável "Abundância relativa de onça-parda" estivesse presente na probabilidade de detecção. Finalmente, para a onça-pintada, entre os dois modelos anuais, encontrou-se uma correlação positiva entre a covariável "Distância ao povoado mais próximo" e a probabilidade de detecção (modelo de 2009) e também com a probabilidade de ocupação (modelo de 2010). Isto pode ser interpretado, no modelo de 2009, que quanto maior a

distância do povoado, maior será a probabilidade de detectar-se uma onça-pintada. O modelo de 2010 estaria indicando que quanto maior a distância de um povoado, maior a probabilidade da onça-pintada estar ocupando efetivamente uma área. Além do sinal positivo, a magnitude da estimativa (0,452 para detectabilidade no modelo de 2009 e 3,279 para a probabilidade de ocupação no modelo de 2010) indica que esta relação com a detectabilidade e ocupação foi a mais importante entre as covariáveis. É interessante notar que essa covariável não foi relevante para a onça-parda em nenhum dos modelos. A onça-pintada e a onça-parda são similares em tamanho e comportamento, e já foram simpátricas na sua distribuição nos Neotrópicos (Seymour, 1989; Sunquist & Sunquist, 2002). Ainda que ambas as espécies tenham sofrido uma redução na sua distribuição histórica, a onça-parda ainda persiste em áreas nas quais a onça-pintada já foi extinta (Sanderson *et al.*, 2002; Sunquist & Sunquist, 2002). A nível local, estudos de uso de hábitat no Brasil mostram ainda que ambas as espécies evitem áreas com alto impacto humano, a onça-parda utiliza mais freqüentemente áreas modificadas pelos humanos do que a onça-pintada (Silveira, 2004; Cullen, 2006), o que pode ser interpretado por uma maior tolerância da onça-parda para a presença humana.

Os resultados dos parâmetros *Beta* nas covariáveis de ocupação para onça-parda parecem ser mais complexos. Se bem a relação entre a probabilidade de detecção e as covariáveis “Altitude” e “Abundância Relativa de onça-pintada” já era esperada (ver Capítulo 2, e o explicado acima com a onça-pintada). A correlação positiva com a probabilidade de detecção e a covariável “Biomassa de presas” é decorrente com a literatura, já que as abundâncias dos carnívoros estão correlacionadas com as abundâncias das suas presas (Karanth *et al.*, 2005). Com relação a probabilidade de uma área estar ocupada pela onça-parda ( $\Psi$ ), foi interessante encontrar que esta probabilidade estaria teoricamente influenciada por uma maior abundância relativa de onça-pintada. Este resultado pode ser a base para justificar uma análise mais profunda, e partir a um modelo de ocupação considerando co-ocorrência. Mas antes, é preciso lembrar que, de acordo com os resultados do Capítulo 2, existe uma grande sobreposição entre o habitat adequado para as onças-pardas e onças-pintadas no PNSC, devido às limitações ecológicas de ambos os felinos na Caatinga. O que este resultado no parâmetro  $\Psi$  da onça-parda poderia estar refletindo é simplesmente que a probabilidade de ambas as onças estarem ocupando os mesmos locais seja alta.

Com relação ao modelo de ocupação para as duas espécies, os resultados nas modelagens para 2009 e 2010 não mostram evidências de uma associação negativa entre a ocupação de uma dada área pelas duas espécies. O valor da ocupação da espécie subordinada

(onça-parda) teria sido inclusive menor no caso de co-ocorrência com o predador dominante (onça-pintada). Também foi encontrada pouca evidência para sustentar que a presença de uma espécie afete a probabilidade de detecção da outra. Se a área estivesse ocupada por ambas as espécies, então elas deveriam mostrar menores probabilidades de detecção naqueles parâmetros que consideram a presença de ambas em comparação com parâmetros representando áreas ocupadas por uma espécie só (por exemplo,  $r^{BA} < p^B$ ). Os resultados dos valores apresentados para as probabilidades “ $r$ ” nos modelos de 2009 e 2010 mostraram que em cada modelo essas probabilidades foram maiores do que a sua probabilidade “ $p$ ” correspondente (por exemplo  $r^A > p^A$ ). É necessário lembrar que para o modelo de 2009 os valores de “ $r$ ” foram considerados como uma média de 21 períodos correspondentes aos períodos de amostragem ( $t$ ). Apesar disso nesses valores (dos 21 períodos da amostragem de 2009) houve vários registros que superaram amplamente ao correspondente valor “ $p$ ” de cada espécie.

Foi interessante notar que a adição das covariáveis consideradas como mais relevantes para cada espécie (provenientes dos resultados dos modelos de uma estação) nas probabilidades de detecção e ocupação não conseguiu gerar modelos mais verossimilhantes do que aqueles gerados por padrão pelo MARK. É necessário indicar que os modelos de co-ocorrência foram exploratórios, e que não houve hipóteses *a priori* ou procedimentos a “dois passos” que permitissem construir modelos mais verossimilhantes. O valor de SIF próximo a 1 em ambos os modelos indica que a distribuição das espécies estaria sendo independente uma da outra. Mas também tem que ser considerado que o tempo de amostragem não tenha sido o suficiente para poder detectar os padrões espaciais das espécies, especialmente porque foram amostragens de um ano só, cada um independente do outro.

É importante lembrar que inferências a respeito de processos (como a competição) baseados em padrões espaciais são geralmente mais fracas do que em inferências baseadas em pesquisas sobre dinâmicas das espécies (MacKenzie *et al.*, 2006), e que os padrões espaciais da ocorrência das espécies estão influenciadas por outros fatores além da competição, como por exemplo a seleção (ou adequabilidade) de hábitat (Cullen, 2006; Capítulo 2 de este trabalho). Contudo, a existência de uma probabilidade de ocupação das áreas por parte da onça-parda, independente da ocupação da onça-pintada ( $\Psi^{Ba}$ ) (nos modelos de 2009 e 2010, a probabilidade  $\Psi^{Ba}$  representou entre o 54% e o 67%, respectivamente, do valor da probabilidade oposta,  $\Psi^A$ ), estaria indicando algum tipo de separação de nicho, ou estaria indicando que simplesmente a onça-parda esteja forçada a ocupar os mesmos habitats que a onça-pintada, sem possibilidade de escolher outros

habitats adequados por falta destes (ver Capítulo 2). O seu menor tamanho populacional frente à onça-pintada e as maiores áreas de vida e deslocamentos maiores da onça-parda (ver Capítulo 3) poderiam estar permitindo a esta co-ocorrer junto com a onça-pintada sem chegar a ser percebida como competidora. É preciso indicar que estes resultados poderiam estar corroborando os resultados do Capítulo 3, apontando a um atual equilíbrio entre os tamanhos populacionais das duas espécies depois da diminuição da – previamente maior – população de onça-parda.

Os resultados da separação temporal indicaram que, interespecificamente, a atividade do veado-caatingueiro não estaria sendo influenciada pela passagem anterior de predadores potenciais como as onças. Devido a aparentes limitações ecológicas de termoregulação, as onças (como todos os outros felinos) no PNSC teriam as suas atividades limitadas ao período noturno (Astete, 2008). Com esta separação, o veado poderia explorar os períodos diurnos com uma relativa segurança de evitar a predação nesses horários, justamente nos quais eles são mais ativos no Parque (Astete, 2008). Outro assunto a considerar é a durabilidade do odor do rastro durante o dia. As elevadas temperaturas, especialmente na estação seca (quando podem chegar até 50°C) estariam contribuindo a uma rápida evaporação do rastro no ambiente. Em um estudo em 2009 realizado pelo Instituto Onça-Pintada no PNSC, foram utilizados cães farejadores visando capturar onças no Parque. Durante duas semanas se realizaram vistorias durante as últimas horas da madrugada com o intuito de detectar pegadas frescas. Quando isso ocorria, imediatamente se deslocavam os cães para o local. A campanha não teve sucesso em relação a captura das onças e uma das principais causas consideradas para o insucesso foi o excessivo calor que tornava muito desgastante o trabalho dos cães com o aumento da temperatura durante o dia. O calor também volatilizava, logo ao amanhecer, o odor no rastro das onças de modo que os cães não mais o conseguiram detectar. Talvez uma melhor forma de avaliar interações com o veado-caatingueiro seria ver se para cada interação existe diferença na passagem de uma onça nas últimas horas da noite e a passagem do veado por essa mesma câmara no início da manhã, ou o contrário, se uma passagem do veado nas últimas horas da tarde (cujas menores temperaturas permitiriam manter o cheiro até a noite) estaria relacionada com uma passagem imediata de uma onça nessa mesma noite. A pouca quantidade de interações coletadas em 2007 não permitem realizar uma análise de esse tipo. Devido as amostragens de 2009 e 2010 serem principalmente noturnas, elas não puderam ser incluídas para fins de comparação.

Ao comparar as interações temporais das onças, verificou-se que, para a onça-parda, aparentemente não houve diferença nos tempos da passagem tanto quando o animal que

passou antes foi da mesma espécie ou quando foi o possível competidor (onça-pintada). Para a onça-pintada o caso seria o contrário, interpretando os resultados como que essa espécie estaria evitando mais os encontros interespecíficos do que os encontros da mesma espécie. Para as onças-pintadas, estes resultados (evitação temporal interespecífica excedendo a evitação temporal intraespecífica) são coincidentes com os resultados achados por Harmsen *et al.* (2009) que também estudaram relações temporais entre onças-pardas e onças-pintadas. Pelos dados obtidos com o estudo de Área de Vida Mínima, foi possível deduzir que as onças-pintadas (especialmente os machos) possuíam uma considerável sobreposição nas suas áreas de vida, algo verificado com estudos de radiotelemetria no Pantanal (Cavalcanti & Gese, 2009). Uma sobreposição poderia ser evidência de certa tolerância entre os indivíduos, provavelmente devido a que quando as densidades de fêmeas são baixas (por estarem na sua maioria concentradas numa região, como no PNSC) os machos solitários poderiam ter uma maior sobreposição nas suas áreas de vida (Sandell, 1989). Mas a maior demora no tempo de passagem de uma onça-pintada após a passagem de uma onça-parda sem que se tenha encontrado o oposto poderia ter a sua causa na própria distribuição espacial das onças-pintadas, com os indivíduos (tanto machos como fêmeas) tendo a sua maior área de sobreposição na região centro-sul do Parque, diferentemente das onças-pardas (ver Capítulo 3). Isso poderia explicar o porque da demora de uma onça-pintada passar por um local “usado” pela onça-parda: talvez as onças-pardas utilizem mais freqüentemente algumas áreas marginais para onça-pintada, como as mais próximas aos centros povoados.

Os resultados de riqueza de mamíferos registraram quase o dobro das espécies (32 versus 17) das observadas no estudo prévio de Astete (2008). Embora naquele estudo tenha sido realizada uma amostragem por um tempo mais prolongado (9 meses), o esforço total foi de 3.680 câmeras/noite, devido a menor quantidade de pontos utilizados. Ainda que tenha amostrado um menor período no campo, o presente estudo, com quase o triplo de estações de captura do realizado em 2007, conseguiu empreender, a cada ano, um esforço amostral quase três vezes maior que o daquela pesquisa prévia. Esse maior esforço amostral pode explicar o maior número de espécies detectadas desta vez. Boa parte das espécies detectadas neste trabalho e que não foram registradas por Astete (2008) correspondem a espécies de pequeno a médio porte, como algumas espécies de tatus e macacos, além de espécies domésticas. Durante 2009-2010 o sistema de vigilância no Parque foi reduzido devido a cortes no orçamento e a presença de animais domésticos (entre eles cães, que podem estar associados à caça ilegal) nos registros fotográficos pode ter sido consequência disto. No estudo de Astete (2008), a espécie mais freqüentemente registrada foi o veado-caatingueiro (*Mazama gouazoubira*) que, conseqüentemente, apresentou o maior valor de

abundância relativa. Esta diferença em relação ao observado no presente estudo pode estar relacionada à amostragem predominantemente noturna em 2009-2010 e ao fato de que o veado-catingueiro foi registrado como preferencialmente diurno no PNSC. Também é possível que o veado-catingueiro tenha alguma preferência por certas regiões ou habitats no Parque de tal modo que, ao aumentar-se a amostragem para além da região sul – aparentemente a mais adequada para a espécie (Astete, 2008; ver resultados da análise ENFA no Capítulo 2 de este trabalho)– e incluindo o Parque inteiro, era de se esperar que a frequência total de registros do veado tenha sido proporcionalmente menor.

É interessante notar que os resultados do índice de Abundância Relativa coincidem com as estimativas de abundância calculadas no Capítulo 3 deste trabalho, no sentido que apontam a que a população de onça-pintada seria maior do que a da onça-parda. Atualmente existe um debate em relação a se os índices de abundância baseados em taxas fotográficas são válidos como inferências da abundância (Carbone *et al.*, 2001; Jennelle *et al.*, 2002; O'Brien, 2011) e se também é possível comparar os diferentes índices de abundâncias relativas das espécies, especialmente entre de carnívoros e ungulados. Com relação ao primeiro assunto, estudos recentes tem mostrado que, inclusive com ungulados, os índices de abundância relativa calculados a partir de amostragens com armadilhas-fotográficas colocadas em transectos mostram uma correlação com a abundância das espécies calculadas por outras metodologias (Rovero & Marshall, 2009). Em relação a possibilidade de se comparar índices de abundância relativa, trabalhos recentes indicam que para mamíferos Neotropicais, a detectabilidade dos carnívoros e suas presas pode variar em função da preferência ou não das espécies em utilizar trilhas, que é onde freqüentemente as armadilhas-fotográficas são colocadas (Harmsen *et al.*, 2010). Isso poderia ser motivo de viés nos dados, o que impediria comparações entre espécies. Um aspecto a considerar é que o estudo de Harmsen *et al.* (2010) foi realizado numa floresta tropical secundária em regeneração no Belize, em várias etapas de sucessão e severamente desmatada até os anos 80s. Este ambiente é completamente diferente da vegetação fechada da Caatinga, onde provavelmente esta não facilite o livre deslocamento dos animais que, em outros ambientes, poderiam evitar as trilhas que são mais usadas pelos carnívoros como as onças.

Apesar disso, no presente estudo, resulta revelador encontrar que o valor do índice RAI-2 para a jaguatirica (*Leopardus pardalis*) foi o mais alto para todos os felinos, seguido pela onça-pintada e a onça-parda. Sem utilizar o índice RAI-2, e somente comparando a quantidade de registros fotográficos para uma mesma espécie com os obtidos por Wolff (2001) na sua amostragem de 1999 (alguns anos após da implementação do plano de manejo) encontra-se que a maior quantidade de registros fotográficos foi registrado pela

onça-parda, e os menores registros (entre os felinos) foram para a onça-pintada e a jaguatirica. Com dados de armadilhas-fotográficas, Wolff (2001) realizou uma estimativa populacional dos felinos (Abundância mínima e máxima) baseada em identificação individual, que coincidiu com as tendências nos registros fotográficos. Sem utilizar valores de índices de abundância relativa, pode-se verificar que a quantidade dos registros obtidos no presente estudo é atualmente a oposta. A maior quantidade de registros fotográficos foi para a jaguatirica (708), seguida pela onça-pintada e finalmente pela onça-parda (415 e 246, respectivamente, ver Capítulo 3). O valor de abundância e densidade populacional da jaguatirica registrada no Parque em 2009 por Penido (2012), utilizando armadilhas-fotográficas ( $58 \pm 4,2$  indivíduos;  $2,6-4,5$  indivíduos/100 km<sup>2</sup>) são coincidentes com os valores do índice RAI-2 de este estudo.

Em sua revisão sobre interações de predador de topo e mesopredador, Ritchie & Johnson (2009), basearam-se em 20 estudos para testar se a supressão do mesopredador por parte do predador de topo aumentaria a diversidade e abundância de presas para o mesopredador, ou se as populações de presas diminuíam depois de uma “liberação” do mesopredador causada por uma supressão do predador de topo. Somente dois estudos não registraram benefícios para as populações de presas com a supressão do mesopredador. Eles encontraram que a restauração de predadores de topo poderia ser uma ferramenta poderosa para regular os impactos da predação em espécies localizadas nos mais baixos níveis tróficos. O aparente aumento e recuperação de espécies de presas de médio e grande porte no PSNC (Astete, 2008), pode ter a sua explicação tanto na oferta de recursos para as presas quanto por uma provável supressão/redução populacional de um mesopredador como a onça-parda por parte da onça-pintada. Igualmente, o aparente aumento populacional da jaguatirica frente à onça-parda desde a avaliação de 1999 (Wolff, 2001), poderia se dever a uma diminuição da população da onça-parda frente à onça-pintada, como sugerem os resultados do Capítulo 3 deste trabalho.

Com os resultados das análises de ocupação e ocupação (interação) temporal não foram encontradas evidências que permitam afirmar que a onça-parda evita temporalmente a onça-pintada, ou que exista algum tipo de interação entre as espécies que sugira que a probabilidade de uma área ser ocupada por uma das espécies dependa da probabilidade da ocupação daquela área pela outra espécie. Como mencionado no início, a própria disposição espacial das armadilhas-fotográficas para um estudo de abundância pode estar quebrando algumas premissas das análises de ocupação e superestimando a ocupação. Este efeito potencial não identificado talvez explique porque a análise de ocupação com co-

ocorrência de duas espécies encontrou um SIF próximo a “1” e faltas de evidências de interação.

Este estudo pretendeu compreender padrões espaciais e temporais do uso do ambiente pela onça-pintada e a onça-parda no Parque Nacional Serra da Capivara, Piauí. Mediante novas metodologias analíticas em combinação com armadilhas-fotográficas, a ocupação da onça-pintada, onça-parda e a co-ocorrência entre as duas espécies foram modeladas. Também foi investigado se existia algum tipo de segregação espacial entre as espécies e, finalmente, estimou-se a abundância relativa e a riqueza de espécies no PNSC. Os resultados mostram que é preciso entender mais sobre as covariáveis que influenciam na ocupação e probabilidade de detecção das espécies, assim como, provavelmente, separar (ou dividir) os dados das interações temporais das espécies, considerando regiões no Parque (por exemplo, norte e sul) ou horários de um mesmo dia (interações a partir do crepúsculo ou fim da tarde da passagem da presa frente ao potencial predador). A diversidade de possibilidades de trabalhar com dados provenientes de armadilhas-fotográficas é cada vez maior (O`Connell et al. 2010).



#### 4.5. REFERÊNCIAS

- Arnold, T.W., 2010. Uninformative Parameters and Model Selection Using Akaike's Information Criterion. *Journal of Wildlife Management* 74: 1175-1178.
- Astete, S., Sollmann, R. & Silveira, L., 2008. Comparative Ecology of Jaguars in Brazil. *Cat News* 42: 9-14.
- Astete S., 2008. Ecologia da onça-pintada nos Parques Nacionais Serra da Capivara e Serra das Confusões, Piauí. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasil, 121 pp.
- Azevedo, F.C.C. & Murray, D.L., 2007. Spatial organization and food habits of jaguars (*Panthera onca*) in a floodplain forest. *Biological Conservation* 137: 391–402.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R., 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, Second edition. Springer, New York, USA.
- Carbone, C., Christie, S., Coulson, T., Franklin, N., Ginsberg, J., Griffiths, M., Holden, J., Kawanishi, K., Kinnard, M., Laidlaw, R., Lynam, A., Macdonald, D. W., Martyr, D., McDougal, C., Nath, L., O'Brien, T., Seidensticker, J., Smith, D., Sunquist, M., Tilson, R. & Wan Shahrudin, W. N., 2001. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals. *Animal Conservation* 4: 75–79.
- Carbone, C. & Gittleman, J.L., 2002. A common rule for the scaling of carnivore density. *Science* 295: 2273-2276.
- Cavalcanti, S.M.C., & Gese, E.M., 2009. Spatial ecology and social interactions of jaguars (*Panthera onca*) in the southern Pantanal, Brazil. *Journal of Mammalogy* 90: 935-945.
- Crawley, M.J., 2007. *The R Book*. John Wiley & Sons Ltd., West Sussex, England.
- Cullen Jr., L. 2006. Jaguar as landscape detectives for the conservation in the Atlantic Forest of Brazil. Tese de Doutorado. University of Kent, United Kingdom.
- Durant, S.M., 1998. Competition refuges and coexistence: an example from Serengeti carnivores. *Journal of Animal Ecology* 67: 370–386.
- Emperaire, L., 1984, A região da Serra da Capivara (Sudeste do Piauí) e sua vegetação. *Brasil Florestal* 14: 5-21.
- Fundação Museu do Homem Americano (FUMDHAM), 1998. Parque Nacional Serra da Capivara. Alínea Publicações Editora - Lage Design, Brazil. 94 p.
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S.C., Ostro, L.E.T., Doncaster, C.P., 2009. Spatial and temporal interactions of sympatric jaguars (*Panthera onca*) and pumas (*Puma concolor*) in a neotropical forest. *Journal of Mammalogy* 90: 612–620.
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S., Ostro, L. & Doncaster, C.P., 2010. Differential use of trail by forest mammals and the implications for camera-trap studies: As case study from Belize. *Biotropica* 42: 126–133.
- Hayward, M.W. & Slotow, R., 2009. Temporal partitioning of activity in large African carnivores: tests of multiple hypotheses. *South African Journal of Wildlife Research* 39: 109–125.
- Iriarte, J.A., Franklin, W.L., Johnson, W.E., Redford, K.H., 1990. Biogeographic variation of food habits and body size of the America puma. *Oecologia* 85: 185–190.
- Jácomo, A.T.A., Silveira, L., Diniz-Filho, J.A.F., 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *Journal of Zoology* 262: 99–106.
- Jennelle, C.S., Runge, M.C. & Mackenzie, D.I., 2002. The use of photographic rates to estimate densities of tigers and other cryptic mammals: a comment on misleading conclusions. *Animal Conservation* 5: 119–120.
- Karanth, K.U. & Sunquist, M.E., 1995. Prey selection by tiger, leopard and dhole in tropical forests. *Journal of Animal Ecology* 64: 439–450.
- Karanth, K.U., Sunquist, M.E., 2000. Behavioural correlates of predation by tiger (*Panthera tigris*), leopard (*Panthera pardus*) and dhole (*Cuon alpinus*) in Nagarhole, India. *Journal of Zoology* 250: 255–265.

- Karanth, K.U., Nichols, J.D., Kumar, N.S., Link, W.A. & Hines, J.E., 2004. Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. *Proceedings of the National Academy of Science USA* 101: 4854–4858.
- Karanth, K.U., Nichols, J.D. & Kumar, N.S., 2011. Estimating Tiger Abundance from Camera Trap Data: Field Surveys and Analytical Issues. In: O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U. (Eds.). *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, pp. 97-118.
- Karanth, K.U., 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation* 71: 333–338.
- Kendall, W.L., 1999. Robustness of closed capture-recapture methods to violations of the closure assumption. *Ecology* 80: 2157-2525.
- Lancia, R. A., Nichols, J.D. & Pollock, K.H., 1994. Estimating the number of animals in wildlife populations. In: Bookhout, T.A. (Ed.). *Research and management techniques for wildlife and habitats*, 5th edition. The Wildlife Society, Bethesda, MD, USA, pp. 215–253.
- Laundre, J.W., Hernandez, L. & Ripple, W.J. 2010. The landscape of fear: Ecological implications of being afraid. *The Open Ecology Journal* 3: 1-7.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, R.A., & Langtimm, C.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83: 2248–2255.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Hines, J.E., Knutson, M.G. & Franklin, A.B., 2003. Estimating site occupancy, colonization, and extinction when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84: 2200–2207.
- MacKenzie, D.I., Bailey, L.L. & Nichols, J.D., 2004. Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology* 73: 546–555.
- MacKenzie, D.I. & Royle, J.A., 2005. Designing efficient occupancy studies: general advice and tips on allocation of survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42: 1105–1114.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J.D., Royle, J.A., Pollock, K.H., Bailey, L.L. & Hines, J.E., 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic, New York, USA.
- MacKenzie, D.I., 2005. What are the issues with presence–absence data for wildlife managers? *Journal of Wildlife Management* 69: 849–860.
- Maffei, L., E. Cuéllar, and A. Noss. 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental* 11: 55–65.
- Matassa, C.M. & Trussell, G.C., 2011. Landscape of fear influences the relative importance of consumptive and nonconsumptive predator effects. *Ecology* 92: 2258–2266.
- McDonald, P.T., 2006. *Habitat affiliations of sympatric carnivores in southern Illinois*. Tese de Doutorado. Southern Illinois University, Illinois, USA. 91p.
- Negrões, N., Sarmiento, P., Cruz, J., Eira, C., Revilla, E., Fonseca, C., Sollmann, R., Tôrres, N.M., Furtado, M.M., Jácomo, A.T.A. & Silveira, L., 2010 Use of camera-trapping to estimate puma density and influencing factors in central Brazil. *Journal of Wildlife Management* 74: 1195–1203.
- Noss, A.J., Kelly, M.J., Camblos, H.B. & Rumiz, D.I., 2006. Pumas y jaguares simpátricos: datos de trampas-cámara en Bolivia y Belice. *MEMORIAS: Manejo de Fauna Silvestre en Amazonia y Latinoamérica*, 229–237.
- O'Brien, T., 2011 *Abundance, Density and Relative Abundance: A Conceptual Framework*. In: O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U. (Eds.), *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, USA, pp. 71-97.
- O'Connell, A.F. & Bailey, L.L., 2011. *Inherence for Occupancy and Occupancy Dynamics*. In: O'Connell, A.F., Nichols, J.D. & Karanth, K.U. (Eds.). *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*. Springer, New York, USA, pp. 163-190.
- Penido, G., 2012. *Ecologia da jaguatirica, Leopardus pardalis (linnaeus, 1758), na Caatinga do Piauí*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasil, 75 pp.

- Pollock, K.H. 1982. A capture–recapture design robust to unequal probability of capture. *Journal of Wildlife Management* 46: 752–757.
- Palomares, F., Ferreras, P., Fedriani, J.M. & Delibes, M., 1996. Spatial relationships between Iberian lynx and other carnivores in an area of south-western Spain. *Journal of Applied Ecology* 33: 5–13.
- Rabinowitz, A.R. & Nottingham Jr., B.G., 1986. Ecology and behaviour of the jaguar (*Panthera onca*) in Belize, Central America. *Journal of Zoology* 210: 149–159.
- Richmond, O.M.W., Hines, J.E. & Beissinger, S.R., 2010. Two species occupancy models: a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails. *Ecological Applications* 20: 2036–2046.
- Ritchie, E.G. & Johnson, C.N., 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecology Letters* 12: 982–998.
- 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.
- Rovero, F., & Marshall, A.R., 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46: 1011–1017
- Royle, J.A. & Dorazio, R.M., 2008. Hierarchical modeling and inference in ecology. The analysis of data form from populations, metapopulations, and communities. Academic, San Diego, CA, USA.
- Sandell, M., 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. In: Gittleman, J.L. (Ed.). *Carnivore Behavior, Ecology and Evolution*. Cornell University Press, Ithaca, USA, pp. 164–182.
- Sanderson, E.W., Redford, K.H., Chetkiewicz, C.B., Medellin, R.A., Rabinowitz, R.A., Robinson, J.G. & Taber, A.B., 2002. Planning to save a species: the jaguar as a model. *Conservation Biology* 16: 1–15.
- Schaller, G.B., Crawshaw Jr., P.G., 1980. Movement patterns of jaguar. *Biotropica* 12: 161–168.
- Scognamillo, D., Maxit, I.E., Sunquist, M., Polisar, J., 2003. Coexistence of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in a mosaic landscape in the Venezuelan llanos. *Journal of Zoology* 259: 269–279.
- Seymour, K. L., 1989. *Panthera onca*. *Mammalian Species* 340: 1–9.
- 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 north-eastern Brazil. *Oryx* 44: 104–109.
- 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 de Brasília, Brasil. 240 pp.
- 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 the puma in central Brazil. *Mammalian Biology* 77: 41–46.
- Sunquist, M.E., Sunquist, F., 2002. *Wild Cats of the World*. University of Chicago Press, Chicago, USA.
- White, G.C., & Burnham. K.P., 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplement:120–138.
- Wolff, F., 2001. Vertebrate ecology in caatinga: A. Distribution of wildlife in relation to water. B. Diet of pumas (*Puma concolor*) and relative abundance of felids. Dissertação de Mestrado, University of Missouri, USA.
- 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, USA.
- Zieffler, A.S., Harring, J.R., Lonmg, J.D., 2011. Comparing groups: Randomization and bootstrap methods using R. John Wiley & Sons Ltd., New Jersey, USA.

## 5. EPÍLOGO

O Bioma semi-árido da Caatinga representa um desafio para espécies de mamíferos como os carnívoros, especialmente para os felinos como a onça-pintada e a onça-parda. As suas limitações fisiológicas frente a um ambiente extremo como o do sertão (particularmente na época seca) influenciam no seu uso e ocupação do hábitat. A distribuição e abundância das suas presas, submetidas as mesmas pressões ambientais, influenciam na distribuição espacial das onças e na sua própria abundância populacional. Neste ambiente extremo, qualquer mudança nas populações das presas terá conseqüências nos predadores que dependem delas.

A ocupação humana representa um desafio para a conservação na Caatinga. A dura estação seca do sertão nordestino se combina com a concentração da maior parte da população pobre do país. Isso deriva em um dos maiores problemas para a conservação dos carnívoros como as onças: uma situação no qual homem e onças competem por uma mesma base de presas para sua alimentação. Neste cenário, e sem políticas de conservação, as onças e as suas presas tem todas as chances de perder.

As ações de conservação não devem limitar-se ao impedimento de ações predatórias por parte de homem. Em alguns casos, o dano causado tem ultrapassado todo limite de recuperação natural das populações das espécies, e para poder recuperá-las são necessárias ações de manejo. As políticas de manejo no Parque Nacional Serra da Capivara, aplicadas desde 1994 numa parceria entre o Estado e a Fundação Museu do Homem Americano (FUMDHAM), tem apontado a reduzir ao mínimo o impacto humano e ao mesmo tempo a procurar ações de manejo do recurso água. Os resultados dessas políticas (sugeridas no seu momento devido a crítica situação de conservação no Parque), analisadas ao longo do tempo por diferente estudos, apóiam alguns dos resultados obtidos no presente estudo.

Com a análise de adequabilidade de hábitat encontrou-se que tanto para as onça-parda e pintada, quanto para uma presa potencial, o veado-catingueiro, o recurso das fontes de água artificiais era a variável ambiental mais preferida. No caso das onças, adicionalmente as regiões de serras foram as segundas variáveis ambientais mais preferidas. Isto é congruente com a procura de refúgio nas horas mais quentes do dia, considerando as dificuldades dos felinos para termoregular. Encontrou-se também que entre os machos e fêmeas de onças-pintadas e onças-pardas existem indícios de sobreposição nas suas áreas

de vida mínimas, assim como sobreposição nas áreas de vida mínima dos machos entre eles, provavelmente decorrente da aparente baixa densidade de fêmeas devido a uma provável preferência por áreas com condições ambientais mais adequadas para a espécie. Com o uso de diferentes modelos de captura-recaptura identificou-se que atualmente a população de onça-pintada é maior do que a da onça-parda no Parque, e que aparentemente a primeira teria uma taxa de sobrevivência levemente superior a da onça-parda. Com os modelos de ocupação encontrou-se que a probabilidade de detecção das onças teria uma correlação positiva com a altitude, de acordo com as análises de adequabilidade de hábitat. E encontrou-se também que a probabilidade de ocupação de uma área pela onça-pintada seria maior a mais distante dos povoados humanos ela estiver. A falta de essa relação com a onça-parda pode estar refletindo a maior tolerância que esta espécie possui frente aos impactos humanos do que a onça-pintada.

Estes resultados observados são a provável consequência das ações de manejo estabelecidas no Parque. Um aumento artificial de um recurso escasso (água), somado a uma eficiente política vigilância (com um decorrente aumento da base de presas unguladas), e a existência de uma paisagem que oferece abrigo frente as duras condições ambientais da Caatinga pode ter mudado completamente a situação populacional entre a onça-pintada e a onça-parda, fornecendo as condições para a primeira recuperar os seus números, e provavelmente influenciar direta ou indiretamente na redução populacional da onça-parda. Os resultados de este estudo, além da descrição da situação entre as onças, fornecem a primeira evidência para a América Latina que é possível recuperar populações de espécies de fauna mediante o manejo de água em zonas semi-áridas, igual ao já reportado amplamente na África.

Com as progressivas mudanças climáticas, são esperados mais processos de desertificação nas zonas semi-áridas. Onde agora está escasseando a água, esta será mais escassa no futuro, especialmente na Caatinga. Frente a esse dilema, é necessário compreender que as políticas de conservação não podem se limitar a impedir a ação humana dentro das Unidades de Conservação, com o intuito de manter um ambiente prístino. As políticas de conservação implicam ações de manejo, e o manejo é ao final das contas uma intervenção. Uma intervenção humana fornecendo um recurso cada vez mais escasso como a água pode ter consequências positivas para algumas espécies de fauna, como mostrado em este estudo.

Mas a conservação sem considerar ao ser humano pode estar destinada ao fracasso. Os resultados desta pesquisa limitam-se ao Parque Nacional Serra da Capivara, e talvez

possam ser aplicados a Unidades de Conservação na Caatinga. Mas se as pesquisas não se estendem as áreas em volta das Unidades (geralmente povoadas), não será compreendida na sua totalidade a situação das onças e suas presas e as implicações das ações de manejo. O sertanejo vem convivendo desde sempre com a falta de água e as duras condições da Caatinga, ao igual do que as onças. Se é possível identificar as fontes desses conflitos e fornecer alternativas, poderiam gerar-se as bases para uma coexistência entre homens e onças no sertão.

## 6. ANEXOS



**Figura 6.1.** Região de Canyons no Parque Nacional Serra da Capivara.



**Figura 6.2.** Vegetação típica de regiões de serra no Parque Nacional Serra da Capivara.



**Figura 6.3.** Vegetação do Parque Nacional Serra da Capivara na época chuvosa.

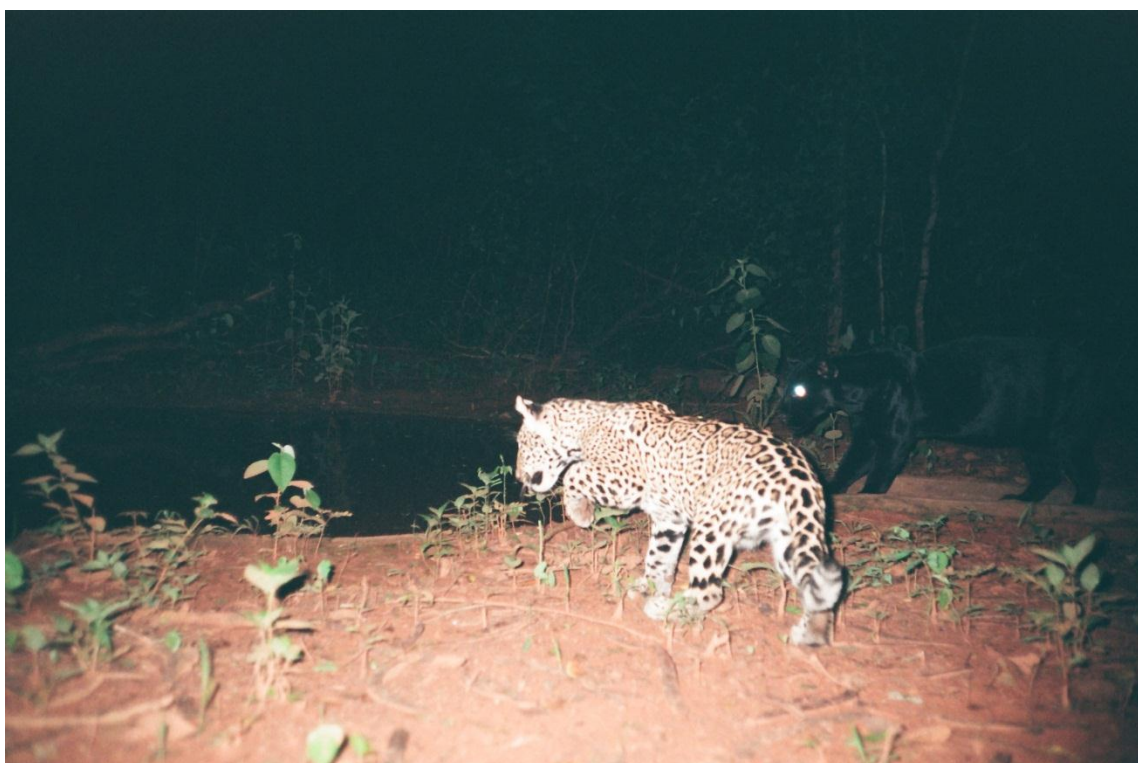


**Figura 6.4.** Vegetação do Parque Nacional Serra da Capivara na época seca.





**Figura 6.5.** Onça-pintada bebendo em uma das fontes de água artificiais do Parque (Créditos: IOP).



**Figura 6.6.** Onça-pintada melânica (preta, a direita) e seu filhote pintado bebendo numa fonte de água artificial (Créditos: IOP).



**Figura 6.7.** Onça-pintada macho (Indivíduo “Onça 20”) registrada no PNSC, lado direito (Créditos: IOP).



**Figura 6.8.** Onça-pintada macho (Indivíduo “Onça 20”) registrada no PNSC, lado esquerdo (Créditos: IOP).



**Figura 6.9.** Onça-pintada macho melânica (Indivíduo “Onça 19”) registrada no PNSC, lado esquerdo. Note-se a marca no cotovelo da pata esquerda (Créditos: IOP).



**Figura 6.10.** Onça-pintada macho melânica (Indivíduo “Onça 19”) registrada no PNSC, lado direito. Note-se o padrão de rosetas no lombo e coxas do animal, reconhecíveis graças a iluminação do flash (Créditos: IOP).



**Figura 6.11.** Onça-parda macho registrada no PNSC, lado direito (Indivíduo “Parda21”). Note-se a orelha direita recortada e uma ferida no centro superior do dorso (Créditos: IOP).



**Figura 6.12.** Onça-parda macho registrada no PNSC, lado esquerdo. (Indivíduo “Parda21”). Note-se a ferida no rosto, assim como uma marca no extremo inferior direito do dorso, reconhecíveis graças a iluminação do flash (Créditos: IOP).