



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO
DE VIDA SILVESTRE**

Coocorrência espacial e temporal de mamíferos do Cerrado

Tese apresentada ao programa de Pós-graduação em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre (PPG-ECMVS) da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Ecologia.

Marcelo Juliano Rabelo Oliveira

Orientador: Dr. Flávio H. Guimarães Rodrigues

Belo Horizonte, 2018

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, meus pais e irmãos. Agradeço também a Camila A. dos Santos por todo apoio e carinho.

Agradeço a ONG Instituto Biotrópicos e sua equipe, a grande responsável pelo desenvolvimento destes trabalhos no Cerrado do norte de Minas Gerais.

Agradeço aos companheiros de projeto e campo, Guilherme Braga Ferreira, Marcell Soares e Fernando Pinho! Como os rigorosos campos no sertão ficam menos insalubres na presença de excelentes companhias! Destaco em especial o enorme esforço, dedicação e competência do Guilherme Braga Ferreira em administrar e coordenar projetos, estudar e colaborar para a conservação dos grandes mamíferos do Cerrado do norte de Minas Gerais, o meu muito obrigado! Agradeço a orientação do Dr. Flávio G. Rodrigues, sempre educado e sincero, desde a época de meu mestrado, muito obrigado! Agradeço ao Dr. Rodrigo Massara pela grande ajuda e conselhos.

Agradecimentos a CAPES pela bolsa concedida.

Agradeço todos que participaram do projeto e coleta de dados, em especial Isabela Menezes Barata, Julia Simões Damo, Pedro Henrique Nilson Silva e Luiz Comissário.

É complicado conseguir agradecer a enorme quantidade de gente que tive oportunidade de conhecer e me relacionar, em mais de 10 anos de idas e vindas no sertão de Minas Gerais...funcionários de unidades de conservação, entre amigos e vizinhos, sempre estarão na memória.

Por final, meus agradecimentos ao Sertão Veredas e Peruaçu!

E ao Luke, meu cão!

ÍNDICE GERAL

<i>Apresentação</i>	6
<i>Resumo</i>	8
<i>Introdução geral</i>	10
Área de estudo	21
Objetivos e delineamento da tese	27
Referências	28
Capítulo 1. Population status of ocelots <i>Leopardus pardalis</i> and northern tiger cats <i>Leopardus tigrinus</i> in two protected areas of the Brazilian Cerrado	
<i>Abstract</i>	41
<i>Introduction</i>	42
<i>Material and methods</i>	43
Study area	43
Data collection	43
Data analysis	44
<i>Results</i>	46
<i>Discussion</i>	47
<i>Acknowledgments</i>	49
<i>Literature cited</i>	50
Capítulo 2. Padrões de coocorrência espacial e temporal entre carnívoros potencialmente competidores em áreas protegidas do cerrado brasileiro	
<i>Introdução</i>	61
<i>Material e métodos</i>	65
Área de estudo	64

Coleta de dados	65
Análise de dados	67
<i>Resultados</i>	74
<i>Discussão</i>	79
<i>Referencias</i>	86
Capítulo 3. Padrões de coocorrência espacial e temporal entre uma presa (veado-catingueiro <i>Mazama gouazoubira</i>) e seu predador natural (onça - parda <i>Puma concolor</i>) em áreas protegidas do Cerrado brasileiro	
<i>Introdução</i>	99
<i>Material e métodos</i>	101
Área de estudo	101
Coleta de dados	102
Análise de dados	105
<i>Resultados</i>	109
<i>Discussão</i>	111
<i>Referencias</i>	116
Considerações finais	127
<i>Referencias</i>	131

APRESENTAÇÃO

A minha tese de doutorado possuiu como objetivo principal avaliar a existência de repartição espacial e temporal entre espécies de grandes mamíferos simpátricos do Cerrado, avaliando processos ecológicos de competição interespecífica e predação. Os dados foram coletados através de armadilhas fotográficas e analisados através de estimativas de ocupação e de cálculos de sobreposição entre padrões de atividade. Mas antes do estudo de interações, primeiramente foram realizadas as primeiras estimativas de densidade de pequenos felinos no Cerrado brasileiro, com foco em jaguatiricas *Leopardus pardalis* e gatos-do-mato *Leopardus tigrinus*. Esta primeira parte da tese aprimorou as análises realizadas em meu mestrado e acrescentou novas áreas de estudo. A partir destes resultados de densidade, observei a necessidade de se entender melhor a estrutura de comunidade destes pequenos felinos na região de estudo. Neste segundo momento, procurei elucidar a existência de um “efeito pardalis” entre estes gatos, que prediz que a jaguatirica poderia influenciar negativamente espécies de felinos menores (Oliveira et al., 2010). Com o objetivo de aprofundar mais a tese em interações entre espécies, incorporei também nas hipóteses uma possível relação de competição entre os canídeos lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* e o cachorro-do-mato *Cerdocyon thous*. Em seguida, com o mesmo objetivo de avaliar a existência de antagonismo espacial e temporal entre grandes mamíferos, a tese focou na relação presa/predador entre o veado-catingueiro *Mazama gouazoubira* e a onça-parda *Puma concolor*. Desta maneira além de fornecer dados inéditos para o bioma Cerrado, a presente tese de doutorado colabora para o incremento do conhecimento a respeito de interações entre mamíferos de grande porte em região neotropical.

Este estudo em sua execução foi gerido pela ONG Instituto Biotropicos. Os seguintes parceiros e patrocinadores colaboraram para o desenvolvimento dos trabalhos:

WWF-Brasil (CPT190-2012); CNPq (457434/2012-0); International Foundation for Science-IFS (5353-1); IDESE/Usina Coruripe; University College London; Panthera; Idea Wild; Zoological Society of London; Fundação O Boticário; e Fundo Nacional do Meio Ambiente.

RESUMO

A competição interespecífica e a predação são interações que possuem grande importância para a ecologia de mamíferos carnívoros. Para a melhor compreensão destes processos ecológicos, a distinção de padrões de repartição espacial e temporal entre espécies é um dos principais meios para avaliar o potencial destas interações, em influenciar comportamentos e estruturar uma comunidade. O presente projeto de doutorado teve como objetivo principal avaliar a existência de repartição espacial e temporal entre espécies de grandes mamíferos do Cerrado, focando em relações de competição interespecífica e predação; e discutir a intensidade destas interações em influenciar comunidades locais. Realizamos a coleta de dados em sete áreas de unidades de conservação da região do norte de Minas Gerais. Primeiramente, estimativas de densidade realizadas em duas UCs da região, revelaram um elevado número de gatos-domato *Leopardus tigrinus* (4.5 e 9.1 indivíduos/100 km²), mas uma baixa densidade de jaguatiricas *Leopardus pardalis* na região (1.4 a 2.6 indivíduos/100 km²). Avaliamos também a existência de repartição espacial e temporal entre estes dois gatos, e também entre duas espécies de canídeos: o lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* e o cachorro-domato *Cerdocyon thous*. Para estas análises utilizamos estimativas de ocupação e cálculo de coeficientes de sobreposição entre os padrões de atividade das espécies potencialmente competidoras. Mas os resultados não apontaram a existência de uma repartição espacial ou temporal evidente para as espécies de felinos. E ainda, contrariando as predições, foi observado que o gato-domato pode ser mais detectado em sítios de coleta ocupados por jaguatiricas. Para os canídeos também não foram encontradas evidências de repartição espacial ou temporal e provavelmente há outros mecanismos permitindo a coexistência entre estes animais. Para estudar interações de predação, avaliamos a presença de

antagonismo espacial ou temporal entre o veado-catingueiro *Mazama gouazoubira*, e em um dos seus predadores naturais, a onça parda *Puma concolor*. Os resultados sugeriram uma fraca influência negativa da presença onça-parda na detecção do veado-catingueiro, mas não existindo evidências fortes de antagonismo temporal. Para estes dois processos ecológicos, a competição interespecífica e a predação, a presente tese apresenta dados inéditos para estas espécies no Cerrado.

INTRODUÇÃO GERAL

As comunidades de mamíferos de médio e grande porte possuem espécies que desempenham variadas funções, incluindo predadores de topo, engenheiros do ecossistema, grandes pastadores, dispersores e predadores de sementes (Terborgh et al., 1999; O'Brien et al., 2010). Muitos dos serviços de alguns ecossistemas são resultados das atividades destes mamíferos. Os indivíduos da ordem Carnivora, particularmente, possuem potencial para exercer grande influência no funcionamento dos ecossistemas, na medida que alterações na diversidade deste grupo podem causar profundas alterações na cadeia trófica (Terborgh et al., 2001,2006; Elmhagen et al., 2010; Ritchie et al., 2012; Ripple et al., 2014), por meio de relações de competição e predação com outras espécies, (Crooks & Soulé, 1999; Palomares & Caro, 1999; Donadio & Buskirk, 2006; Creel & Christianson, 2008; Heithaus et al., 2009). Desta maneira definindo padrões comportamentais, assim como regular populações locais (Case & Gilpin, 1974; Crooks & Soulé, 1999; Caro & Stoner, 2003; Ritchie & Johnson, 2009).

Para a compreensão de processos ecológicos como a competição e a predação, é importante quantificar e avaliar o uso do espaço e do tempo entre espécies potencialmente antagônicas (Leibold et al., 2004; Gompper et al., 2016; Davis et al., 2018). A metodologia de análise de ocupação vem se tornando uma opção fácil e menos custosa do que estimativas convencionais, como abundância, para ser aplicada em estudos de interação entre espécies (Mackenzie et al., 2004; Bailey et al., 2009; Richmond et al., 2010; Waddle et al., 2010). A ocupação geralmente é medida como a proporção de área ocupada pelas espécies durante determinada amostragem. Esta estimativa pode ser usada como uma métrica que reflete o status populacional da espécie-alvo do estudo (MacKenzie et al., 2002, 2006). Este método é considerado uma boa alternativa para estudos com animais raros e com baixos números populacionais (Mackenzie & Royle, 2005). A coleta de dados envolve múltiplas visitas aos pontos de amostragem, com o

objetivo de detectar os animais e evitar falsos negativos, ou seja, quando o animal não é detectado mesmo estando presente, e então calcular probabilidades de detecção e de ocupação. Covariáveis externas que influenciam as estimativas também podem ser facilmente incorporadas nos modelos através de uma função logística (MacKenzie et al., 2002, 2006), inclusive covariáveis antrópicas para avaliação de impactos humanos na biodiversidade (Carter et al., 2012; Schuette et al., 2013). A análise de ocupação ainda permite esforços desiguais entre os sítios de amostragem, e através de ajuste dos modelos pode aceitar perda de dados. Diversos estudos ecológicos com mamíferos já foram realizados utilizando a metodologia de análise de ocupação (e.g., Schuette et al., 2013; Ferreira et al., 2017; Nagy-Reis et al., 2017; Massara et al., 2018A).

Em estudos que consideram quantificar sobreposição entre padrões de atividades de espécies potencialmente antagônicas, sabe-se que as diferentes estratégias de regulação de atividade das espécies não se submetem somente a adaptações a luminosidade (Bennie et al., 2014), mas deve-se também sempre ser considerada, quando possível, a interferência de competição ou predação, nos padrões de atividade dos animais estudados (e.g., Kitchen et al., 1999; Di Bitetti et al., 2009, 2010; Gerber et al., 2012; Foster et al., 2013; Massara et al., 2018B). Entender a sobreposição entre padrões de atividade, ajuda a elucidar questões sobre a intensidade destas relações (Hwang & Garshelis, 2007).

Realizamos a coleta de dados da presente tese de doutorado em um mosaico de unidades de conservação denominado Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu (MSVP), localizado na região norte do estado de Minas Gerais. O desenvolvimento da tese foi dividido em três etapas. Primeiramente durante os anos de 2006 a 2011, em duas unidades de conservação do MSVP, realizamos estimativas de densidade de pequenos felinos no Cerrado, sendo obtidos resultados para jaguatirica *Leopardus pardalis* e gato-do-mato

Leopardus tigrinus. Nesta etapa reanalisamos os dados oriundos de meu mestrado e acrescentamos uma nova área amostral. A partir destes resultados, na segunda etapa da tese avaliamos a existência de relações potenciais de competição intraguilda entre estes dois felinos, e também entre dois canídeos: o lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* e o cachorro-do-mato *Cerdocyon thous*. Com este objetivo, durante quatro anos de estudo, de 2012 a 2016, instalamos 392 pontos de armadilhas fotográficas em sete diferentes áreas de unidades de conservação na mesma região. Finalmente, na terceira e última etapa da tese com os mesmos dados e análises da etapa anterior, foi avaliado a existência de antagonismo espacial e temporal entre uma espécie de presa e seu predador natural, o veado-catingueiro *Mazama gouazoubira* e a onça parda *Puma concolor*.

A seguir encontram-se breves descrições das espécies alvo, uma descrição geral das áreas de estudo, e os objetivos e delineamento da tese.

Jaguatirica *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758)

A jaguatirica é um dos carnívoros mais bem estudados do Brasil. Considerada um felino de médio porte, seu peso corporal pode atingir de 8 a 16 kg (Emmons, 1987; Murray & Gardner, 1997). As jaguatiricas são relativamente fáceis de serem individualizadas, através dos padrões de manchas negras formando rosetas abertas com listras longitudinais nas laterais (figura 1). Este gato é solitário com hábitos predominantemente noturnos, mas podendo apresentar atividade diurna em algumas regiões (Emmons, 1987; Murray & Gardner, 1997). Sua dieta é ampla, consumindo pequenos mamíferos, aves, répteis e anfíbios. Pode apresentar preferências por presas com mais de 1 kg (Moreno et al., 2006; Wang, 2002), e por regiões com alta densidade de roedores (Emmons, 1988).

A espécie pode ser encontrada no sul estado Texas nos EUA, América Central, e se distribuindo até o norte da Argentina na América do Sul (Murray & Gardner, 1997;

Oliveira & Cassaro, 2005; Paviolo et al., 2015). A jaguatirica tem potencial para ocorrer em diversas variações de formações florestais (tropicais, subtropicais, semidecíduas e decíduas), em savanas, campos e regiões semiáridas. Mas aparentemente apesar da ampla distribuição, parece estar mais associada a ambientes com densa cobertura vegetal como florestas tropicais e subtropicais (Di Bitetti et al., 2010; Oliveira et al., 2010). Pode ser encontrada também em áreas perturbadas e fragmentos florestais. A jaguatirica não é considerada uma espécie ameaçada. É listada como “least concern” pela lista brasileira de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014) e pela IUCN (Paviolo et al., 2015). As maiores ameaças para a espécie são perda e fragmentação de habitat, retaliação por abate em aves domésticas e caça ilegal.



Figura 1. Jaguatirica *Leopardus pardalis* registrada no Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG/BA.

Gato-do-mato *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775)

Recentemente a espécie *Leopardus tigrinus* foi dividida em duas espécies no Brasil: *L. tigrinus* que ocorre comumente no nordeste do país até porções do norte de Minas Gerais, e *L. guttulus* que pode ser encontrado no sul e sudeste brasileiros (Trigo et

al., 2013). No presente estudo foi considerada a espécie *Leopardus tigrinus* como a registrada, conforme características morfológicas e padrões na pelagem característicos para a espécie (figura 2). O gato-do-mato *Leopardus tigrinus* pesa cerca de 2,4 kg, sendo suas proporções corporais semelhantes ao gato doméstico (Oliveira & Cassaro, 2005). Em sua pelagem podem ser observadas rosetas pequenas e abertas, com coloração variando de amarelo-claro a castanho amarelado. O gato-do-mato pode apresentar hábitos tanto noturnos (Olmos, 1993) quanto diurnos (Mondolfi & Hoogsteijn, 1986). A dieta do felino é composta basicamente por pequenos mamíferos (< 100 g), répteis e aves (Emmons, 1987; Wang, 2002)

A espécie é distribuída desde a Costa Rica e Panamá na América Central, até a região central do Brasil, fazendo limite no sudeste do país com o *L. guttulus* (Payan & de Oliveira, 2016). O gato-do-mato é tipicamente raro e ocorre em baixa densidade populacional em toda a sua distribuição. A espécie é encontrada em uma grande variedade de habitats ao longo de sua distribuição, de florestas tropicais, decíduas, cerrados e na Caatinga (Oliveira et al., 2013; Payan & de Oliveira, 2016). Pode apresentar tendência a se associar em áreas com vegetação densa (Marinho et al., 2018). O gato-do-mato é considerado vulnerável no Brasil (MMA, 2014) e listado na IUCN como “vulnerable” (Payan & de Oliveira, 2016). A maior ameaça para espécie é perda e fragmentação de habitats.



Figura 2. Gato-do-mato *Leopardus tigrinus* registrado na RPPN Porto Cajueiro, MG

Lobo guará *Chrysocyon brachyurus* (Illiger, 1815)

O lobo guará é o maior canídeo sul-americano (figura 3), é solitário e se junta em casais apenas na época reprodutiva (Dietz, 1984). Mede entre 95 e 115 cm de comprimento (mais 38 a 50 cm de cauda) e pesa entre 20 e 30 kg (Rodden et al., 2004). Seu padrão de atividade é predominantemente crepuscular ou noturno. Apresenta dieta onívora, constituída basicamente de frutos e pequenos vertebrados, em proporção aproximada de 50% para cada categoria (Dietz, 1984; Juarez & Marinho-Filho, 2002; Motta-Junior & Martins, 2002; Bueno & Motta-Junior, 2004). Desempenha importante função ecológica tanto na regulação de populações de suas presas quanto na dispersão de sementes de muitas espécies do Cerrado.

A distribuição do lobo-guará no Brasil abrange até a floresta Amazônica no norte/noroeste e a Caatinga no nordeste (Queirolo et al., 2011). Mas sua ocorrência em áreas consideradas florestais pode expandir à medida que o desmatamento avança, mudando a paisagem. Este canídeo pode ser mais facilmente encontrado em habitats abertos como cerrados, campos e áreas alagáveis (Paula & DeMatteo, 2015).

O lobo-guará é considerado vulnerável no Brasil (MMA, 2014) e está listado como “near threatened” na lista da IUCN (Paula & DeMatteo, 2015). A ameaça mais

significativa para populações de lobos-guarás é a drástica redução e fragmentação de habitats, especialmente devido à conversão de áreas naturais em lavouras.



. Figura 3. Registro de lobo guará *Chrysocyon brachyurus* na RPPN Porto Cajueiro, MG

Cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766)

O cachorro-do-mato é um canídeo de médio porte (figura 4), com tamanho de corpo cerca de 64 cm, cauda de 29 cm e peso variando entre 5 a 8 kg. Possui hábitos crepusculares e noturnos, pode ser visto sozinho ou em pares (Di Bitetti et al., 2009). Este canídeo é onívoro, com sua dieta variando sazonalmente, que pode incluir pequenos animais e frutos (Beisiegel et al., 2013; Bueno & Motta-Junior, 2004; De Almeida Jácomo et al., 2004). Esta dieta generalista influencia sua fácil presença em ambientes impactados.

Este canídeo é considerado comum em toda a sua distribuição desde porções da Colômbia e Venezuela até a Argentina (Lucherini, 2015). O cachorro-do-mato ocorre em quase todos os habitats presentes na América do Sul e demonstra resiliência para áreas

degradadas e para habitats em regeneração. Aparentemente não demonstra preferências de habitat (Maffei & Taber, 2003; Vieira & Port, 2006; Lucherini, 2015). Podem ser perseguidos por fazendeiros que consideram que as raposas predam aves domésticas (Beisiegel et al., 2013). Perda de habitat, atropelamentos e patógenos contraídos de animais domésticos também são importantes ameaças para este canídeo, mas que é considerado como “least concern” pela lista brasileira de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014) pela IUCN (Paviolo et al., 2015).



Figura 4. Registro de cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* na RPPN Porto Cajueiro, MG

Onça-parda *Puma concolor* (Linnaeus, 1771)

A onça-parda é um grande predador de topo (figura 5), sendo o mamífero terrestre com a maior distribuição nas Américas, ocorrendo desde o Canadá até o Chile (Azevedo et al., 2013; Sunquist & Sunquist, 2002). O seu tamanho corporal pode variar com a latitude de ocorrência (Iriarte et al., 1990). Próximo do equador seu tamanho atinge as menores médias (< 35 kg), mas em latitudes mais altas, a espécie pode pesar mais de 50 kg. A espécie pode ocorrer em uma grande variedade de habitats, como formações

florestais, savanas e desertos, e demonstra preferência por ambientes com vegetação baixa e densa (Nielsen et al., 2015).

A onça-parda possui hábitos predominantemente noturnos (Sunquist & Sunquist, 2002). Devido à sua grande distribuição, a onça-parda possui uma ampla diversidade de presas. Populações em regiões frias e mais distantes do equador, possuem certa preferência por presas maiores (> 30 kg), especialmente ungulados, mas populações com distribuição em áreas tropicais tendem a consumir presas menores (< 15 kg) (Iriarte et al., 1990; Nielsen et al., 2015). A espécie sofre com perda de vegetação nativa, atropelamentos, e também por pressão de caça sobre suas presas (Nielsen et al., 2015). Pode sofrer retaliação por predação em criações domésticas (Polisar et al., 2003; Azevedo et al., 2013). No Brasil a onça-parda é classificada como vulnerável (MMA, 2014), e listada como “least concern” na IUCN (Nielsen et al., 2015).



Figura 5. Onça-parda *Puma concolor* registrada na RPPN Porto Cajueiro, MG

Veado-catingueiro *Mazama gouazoubira* (G. Fischer, 1814)

O veado-catingueiro é um cervídeo que pode pesar entre 11 a 25kg (figura 6) (Black-Décima et al., 2010; Duarte & Jorge, 1998). É uma espécie generalista, que pode adaptar sua dieta de acordo com o habitat onde se encontra, podendo se alimentar de uma grande variedade de plantas herbáceas e procurar frutos, dependendo da época e disponibilidade (Pinder, 1997; Caballero, 2001). Esta plasticidade contribui para a grande distribuição geográfica e variedades de habitats que a espécie pode ocupar. Pode ser encontrado em regiões áridas e úmidas, com cobertura arbustiva ou florestal (Black-Décima et al., 2010). Mas não é encontrado na Amazônia, evitando de certa maneira formações florestais muito densas, e com tendência a ocupar as bordas de matas. Pode ser observado se alimentando em áreas de pastagens e plantações. No Brasil podem ser encontradas grandes populações da espécie, que é considerada fora de perigo, mas possui como principais ameaças pressão de caça e perda de habitat (Black-Decima & Vogliotti, 2016). É classificado como “least concern” pela lista brasileira de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2014) e listado como “least concern” pela IUCN (Paviolo et al., 2015)



Figura 6. Veado-catingueiro *Mazama gouazoubira* registrada na RPPN Porto Cajueiro, MG.

ÁREA DE ESTUDO

A coleta de dados da presente tese foi realizada na região do norte do estado de Minas Gerais, Brasil, no mosaico de áreas protegidas denominado Mosaico Sertão Veredas – Peruaçu (MSVP) (figura 7). De acordo com o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC (lei nº 9.985/2000), um mosaico de unidades de conservação é definido como: “um conjunto de unidades de conservação de categorias diferentes ou não, próximas, justapostas ou sobrepostas, e outras áreas protegidas públicas ou privadas, constituindo um mosaico”. O MSVP fica à esquerda das margens do Rio São Francisco, possuindo uma área total de mais de 1.500.000 ha, agregando 11 municípios em seu território: Januária, Itacarambi, Chapada Gaúcha, Montalvânia, dentre outros. O mosaico possui ao todo 18 unidades de conservação (figura 7) (Fundação Pró-Natureza, 2008).

O MSVP possui uma alta diversidade de mamíferos de pequeno a grande porte, podendo ser observados na região grandes mamíferos ameaçados de extinção, como a onça-pintada *Panthera onca*, o cervo-do-pantanal *Blastocerus dichotomus* e a anta *Tapirus terrestris* (Ferreira & Oliveira, 2014). Chama-se a atenção para recentes registros do cachorro-vinagre *Speothos venaticus* obtidos no Parque Estadual Veredas do Peruaçu, no Parque Nacional Cavernas do Peruaçu, e nas proximidades da RPPN Porto Cajueiro na região do MSVP (Ferreira et al., 2015). Na REDS Veredas do Acari foi observado o primeiro registro de um lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* com pelagem totalmente negra (Ferreira et al., 2017)

Parte da região do MSVP é classificada como “Área de Extrema e Alta Importância Biológica” (Drummond et al. 2005; WWF-Brasil & MMA 2015). O conhecido “Vale do Peruaçu”, localizado na região do mosaico, foi classificado como área prioritária para pesquisa de grupos da fauna e área de alta importância biológica para o Cerrado e

Caatinga (Silva et al., 2003). Apesar de ainda apresentar grandes porções de vegetação nativa, esta região do mosaico sofre com ameaças, como: atividades agropecuárias, expansão urbana, incêndios e produção de carvão ilegal (Fundação Pró-Natureza, 2008).

A coleta de dados da tese foi realizada dentro de seis diferentes áreas protegidas localizadas no MSVP: o Parque Nacional Grande Sertão Veredas, o Parque Nacional Cavernas do Peruaçu, o Parque Estadual Veredas do Peruaçu, o Parque Estadual da Mata Seca, a RPPN Porto Cajueiro, e porções da APA Federal de Pandeiros.

Parque Nacional Grande Sertão Veredas

O Parque Nacional Grande Sertão Veredas (PNGSV) foi criado em 1989, atualmente possuindo uma área de mais de 230 mil hectares, com cerca de 150 mil hectares localizado no estado da Bahia (MMA et al., 2003). O PNGSV engloba os municípios de Formoso, MG, Arinos, MG, Chapada Gaúcha, MG e de Cocos, BA, sendo Chapada Gaúcha considerada o município sede do parque.

Podem ser encontrados no PNGSV variadas fitofisionomias do Cerrado: cerrado sensu strictu (denso, típico e ralo), cerradão, carrasco, veredas, mata de galeria/mata ciliar e formações campestres (MMA et al., 2003). O parque é pertencente à bacia do Rio São Francisco, possuindo dentro de seus limites porções da sub bacia do Rio Preto e do Rio Carinhanha. A temperatura média anual está entre 21°C a 23°C e a precipitação anual média entre 1050 a 1200 mm. Possui topografia em maior parte plana e solo arenoso.

Parque Nacional Cavernas do Peruaçu

O Parque Nacional Cavernas do Peruaçu (PNCP) foi criado em 1999, possuindo uma área de mais de 56.800 ha (MMA/IBAMA, 2005). O PNCP engloba os municípios de Januária, Itacarambi e São João das Missões. O PNCP se destaca especialmente pelo grande conjunto de cavernas e sítios arqueológicos únicos no mundo (MMA & IBAMA, 2005). O rio Peruaçu é o principal afluente do rio São Francisco dentro dos limites do

parque, sendo a porção mais ao sul do PNCP pertencente a sub bacia do Córrego do Mocambo.

O PNCP possui formações de vegetação características de Cerrado, e porções de Floresta Estacional Decidual. Partes da região do parque possui influência antrópica, como pastagens e plantações. A região apresenta temperatura média anual de 25°C e pluviosidade anual média de 805 mm, podendo chegar a condições semiáridas na estação seca

Parque Estadual Veredas do Peruaçu

O Parque Estadual Veredas do Peruaçu (PEVP) foi criado em 1994, com uma área de mais de 31.500 ha (<http://www.ief.mg.gov.br>). O parque está inserido nos municípios de Cônego Marinho, Januária e Bonito de Minas. O PEVP foi criado com o objetivo de proteger as nascentes do rio Peruaçu, também pertencendo a APA Cavernas do Peruaçu. O PEVP se encontra a pouco mais do 13 km do PN Cavernas do Peruaçu. Esta unidade de conservação ainda não possui plano de manejo

Até meados dos anos 90, porções do PEVP eram utilizadas para plantio de eucalipto, sendo possível de ser observado no parque um claro processo de regeneração do Cerrado local. São possíveis de serem observadas no parque formações de cerrado sensu strictu, campo limpo e veredas (<http://www.ief.mg.gov.br>). A temperatura média anual está entre 22°C a 25°C, possuindo pluviosidade anual média de 726 mm (Instituto Nacional de Meteorologia, 2004).

Parque Estadual da Mata Seca

O Parque Estadual da Mata Seca (PEMS) foi criado em 2000 com uma área de mais de 15.000 ha, sendo ampliado em 2009 para cerca de 45.000 ha (<http://www.ief.mg.gov.br>). Composto o Sistema de Áreas Protegidas de Jaíba, a criação

do PEMS é uma condicionante ambiental do Projeto de Irrigação Jaíba, tendo como objetivo proteger áreas de matas secas localizadas na margem esquerda do Rio São Francisco. A fitofisionomia dominante da região é a Floresta Caducifólia Decidual (mata seca), com presença marcante de árvores Barriguda *Cavanillesia arbórea*, e espécies da família das Cactaceas e Crassulaceas.

RPPN Porto Cajueiro

A Reserva Particular do Patrimônio Natural Porto Cajueiro (RPPN PC) foi criada em 2004, e atualmente possui uma de cerca de 9.910 ha. Esta reserva privada pertencente à empresa produtora de cana de açúcar e álcool Usina Coruripe LTDA, sendo constituída a partir da necessidade da empresa em recompor reservas legais em suas áreas produtivas no triângulo mineiro (Tecnominas, 2005). A reserva localiza-se próxima ao PN Grande Sertão Veredas, com condições naturais bem semelhantes ao último. Porém, parte da vegetação da região é secundária, já que foi seletivamente retirado para produção de carvão.

A vegetação predominante da RPPN PC são fitofisionomias de cerrado senso strictu, campo cerrado, campo sujo e veredas. Seus limites fazem margem com o Rio Carinhanha, possuindo quatro grandes veredas que cortam boa parte da reserva. A temperatura média anual está entre 21°C a 23°C, e a pluviosidade anual entre 950 a 1.250 mm (Tecnominas, 2005).

Área de Proteção Ambiental Pandeiros

A APA Pandeiros foi criada em 1995, considerada a maior unidade de conservação do estado de Minas Gerais com uma área de mais de 396.000 ha. (<http://www.ief.mg.gov.br>). Esta APA abrange os municípios de Januária, Bonito de

Minas e Cônego Marinho, sendo criada com o objetivo de proteção do rio Pandeiros que integra a bacia do rio São Francisco. Em região de Cerrado, possui uma grande diversidade de comunidades rurais, como geraizeiros, chapadeiros, ribeirinhos e quilombolas.

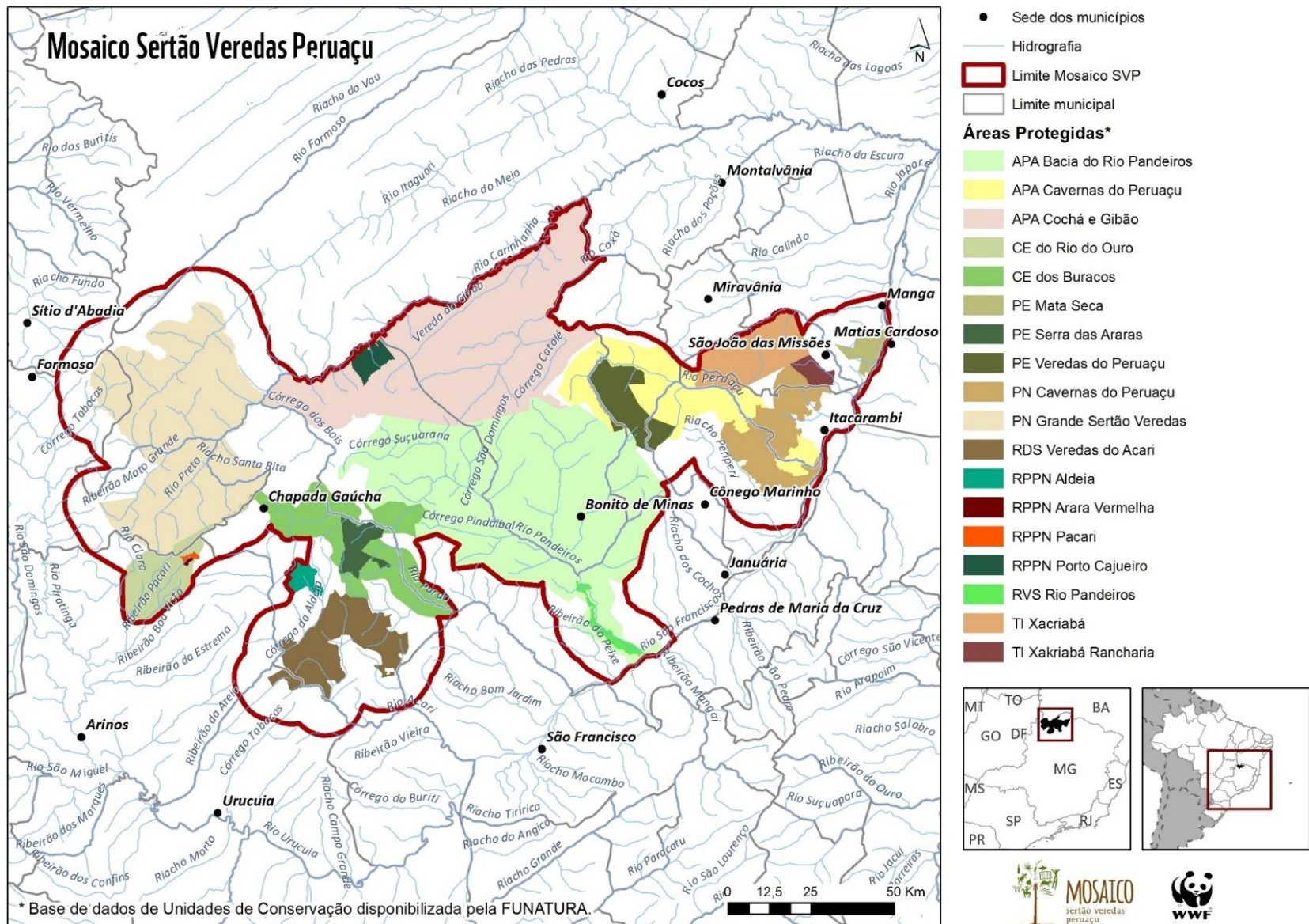


Figura 7. Mosaico Sertão Veredas – Peruaçu

OBJETIVOS E DELINEAMENTO DA TESE

A presente tese foi escrita em três capítulos. Seu objetivo geral foi investigar aspectos da ecologia de mamíferos do Cerrado, através de estimativas populacionais e investigação de padrões de coocorrência espacial e temporal entre espécies.

Objetivos Específicos

1. Realizar estimativas de abundância e densidade de pequenos felinos do Cerrado

O primeiro capítulo teve como objetivo realizar estimativas de densidade de jaguatiricas e gatos-do-mato, no Parque Nacional Grande Sertão Veredas e na RPPN Porto Cajueiro. Foram realizadas quatro amostragens com armadilhas fotográficas nestas duas unidades de conservação entre 2006 e 2011. Os dados foram analisados através de estimativas de captura-recaptura, sendo as primeiras estimativas de densidade de pequenos felinos em região de Cerrado. O capítulo está traduzido para inglês e em formato para publicação. Estes resultados colaboram para a discussão do segundo capítulo.

2. Avaliar a coocorrência espacial e temporal entre carnívoros potencialmente competidores

No segundo capítulo foi avaliada a existência de repartição espacial e temporal entre jaguatiricas e gatos-do-mato, e entre lobos-guará e cachorros-do-mato. Foram realizadas com armadilhas fotográficas sete amostragens em diferentes regiões do MSVP. Para a dupla de felinos, a repartição espacial foi analisada através de modelos de ocupação que consideram a coocorrência das duas espécies (Bailey et al., 2009; Richmond et al., 2010). Devido ao menor número de registros, para os canídeos os dados foram analisados através de modelos de ocupação simples (MacKenzie et al., 2002, 2006). Para os dois casos, foram calculados coeficientes de sobreposição entre seus padrões de atividade (Ridout et al., 2009).

3. Avaliar a coocorrência espacial e temporal entre presa e predador

No terceiro capítulo da tese, foi avaliada a presença de alterações no nicho espacial e temporal de uma presa (veado-catingueiro) a partir da presença de um predador (onça-parda). A coleta de dados foi a mesma realizada para o desenvolvimento do segundo capítulo. Para a análise dos dados foram utilizados modelos de ocupação simples (MacKenzie et al., 2002, 2006), e calculados coeficientes de sobreposição entre seus padrões de atividade (Ridout et al., 2009).

REFERÊNCIAS

- Azevedo, F.C., Lemos, F.G., Almeida, L.B., Campos, C.B., Beisiegel, B.M., Paula, R.C., Crawshaw, P.G.J., Maria, K., Ferraz, P.M.B., Oliveira, T.G., 2013. Avaliação do risco de extinção da Onça-parda 3, 107–121.
- Bailey, L.L., Reid, J.A., Forsman, E.D., Nichols, J.D., 2009. Modeling co-occurrence of northern spotted and barred owls: Accounting for detection probability differences. *Biol. Conserv.* 142, 2983–2989.
- Beisiegel, B.M., Lemos, F.G., de Azevedo, F.C., Queirolo, D., Pinto, R.S., 2013. Avaliação do risco de extinção do Cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) no Brasil. *Biodiversidade Bras.* 138–145.
- Bennie, J.J., Duffy, J.P., Inger, R., Gaston, K.J., 2014. Biogeography of time partitioning in mammals. *PNAS* 111, 13727–13732.
- Black-Décima, P., Rossi, R. V., Vogliotti, A., Cartes, J.L., Maffei, L., Duarte, J.M.B., González, S., Juliá, J.P., 2010. Brown brocket deer *Mazama gouazoubira* (Fischer

- 1814). Neotrop. Cervidology. Biol. Med. Lat. Am. deer 190–201.
- Black-Decima, P.A., Vogliotti, A., 2016. *Mazama gouazoubira*. [WWW Document]. IUCN Red List Threat. Species.
- Brasil, 2002. SNUC-Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza-Lei 9985, de 2000. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9985.htm
- Bueno, A.A., Motta-Junior, J.C., 2004. Food habits of two syntopic canids , the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), in southeastern Brazil. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(1), 5-14.
- Caballero, M., 2001. Comparación de la dieta de la urina (*Mazama gouazoubira*) durante las épocas lluviosa y seca en la zona del Izozog Santa Cruz, Bolivia. Bachelor Thesis. UAGRM, St. Cruz, Boliv.
- Caro, T.M., Stoner, C.J., 2003. The potential for interspecific competition among African carnivores. *Biol. Conserv.* 110, 67–75.
- Carter, N.H., Shrestha, B.K., Karki, J.B., Pradhan, N.M.B., Liu, J., 2012. Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 201210490.
- Case, T.J., Gilpin, M.E., 1974. Interference Competition and Niche Theory. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 3073–3077.
- Crooks, K.R., Soulé, M.E., 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400, 563–566.
- Davis, C., et al., 2018. Ecological correlates of the spatial co-occurrence of sympatric mammalian carnivores worldwide. *Ecol. Lett.* 2018
- De Almeida Jácomo, A.T., 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. *J. Zool.* 262, 99–106.
- Di Bitetti, M.S., Di Blanco, Y.E., Pereira, J.A., Paviolo, A., Pérez, I.J., 2009. Time Partitioning Favors the Coexistence of Sympatric Crab-Eating Foxes (*Cerdocyon thous*) and Pampas Foxes (*Lycalopex gymnocercus*). *J. Mammal.* 90, 479–490.
- Di Bitetti, M.S., De Angelo, C.D., Di Blanco, Y.E., Paviolo, A., 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36, 403–412
- Dietz, J.M., 1984. Ecology and social organization of the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). *Smithsonian Contributions to Zoology* 392,1-51.
- Donadio, E., Buskirk, S.W., 2006. Diet, Morphology, and Interspecific Killing in Carnivora. *Am. Nat.* 167, 524–536.
- Drummond, G.M., Martins, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A., Antonini, Y., 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Belo Horiz. Fundação Biodiversitas.
- Duarte, J.M.B., Jorge, W., 1998. Análise citotaxonômica dos Mazama cinzas do Brasil (*Mazama gouazoubira* e *Mazama rondoni*). Análise citogenética e taxonômica do gênero Mazama 1998
- Duarte, J.M.B., Vogliotti, A., Zanetti, E.S., Oliveira, M.L., Tiepolo, L.M., Rodrigues, L.F., Almeida, L.B., 2012. Avaliação do risco de extinção do veado-catingueiro *Mazama gouazoubira* G. Fischer [von Waldhein], 1814, no Brasil. *Biodiversidade Bras.* 50–58.
- Elmhagen, B., Ludwig, G., Rushton, S.P., Helle, P., Lindén, H., 2010. Top predators,

- mesopredators and their prey: Interference ecosystems along bioclimatic productivity: Gradients. *J. Anim. Ecol.* 79, 785–794.
- Emmons, L., 1988. A field study of ocelots (*Felis pardalis*) in Peru. *Rev. D'Écologie* 43.
- Emmons, L.H., 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 20, 271–283.
- Ferreira, G.B., Ahumada, J.A., Oliveira, M.J.R., De Pinho, F.F., Barata, I.M., Carbone, C., Collen, B., 2017. Assessing the conservation value of secondary savanna for large mammals in the Brazilian Cerrado. *Biotropica* 49, 734–744.
- Ferreira, G.B., Barros, C., Costa, A., Dias, T., Oliveira, M.J.R., 2017. First ever record of a black-coloured maned wolf. *Canid Biol. Conserv.* 20, 42–45.
- Ferreira, G.B., Oliveira, M.J.R., 2014. Discovering mammals – a guide to the species of northern Minas Gerais, *Biografia*. ed. Januária.
- Ferreira, G.B., Oliveira, M.J.R., De Paula, R.C., Rodrigues, F.H.G., Carmo, É.D.C., 2015. Regionally extinct species rediscovered: the bush dog *Speothos venaticus* in Minas Gerais, south-eastern Brazil. *Oryx* 49, 60–63.
- Foster, V.C., Sarmiento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A.T., Negrões, N., ... & Silveira, L., 2013. Jaguar and Puma Activity Patterns and Predator-Prey Interactions in Four Brazilian Biomes. *Biotropica* 3, 373–379.
- Fundação Pró-Natureza, 2008. Plano de Desenvolvimento Territorial de Base Conservacionista do Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu.
- Gerber, B.D., Karpanty, S.M., Randrianantenaina, J., 2012. Activity patterns of carnivores in the rain forests of Madagascar: implications for species coexistence. *J. Mammal.* 93,

667–676.

- Gompper, M.E., Lesmeister, D.B., Ray, J.C., Malcolm, J.R., Kays, R., 2016. Differential habitat use or intraguild interactions: What structures a carnivore community? *PLoS One* 11.
- Heithaus, M.R., Wirsing, A.J., Burkholder, D., Thomson, J., Dill, L.M., 2009. Towards a predictive framework for predator risk effects: The interaction of landscape features and prey escape tactics. *J. Anim. Ecol.* 78, 556–562.
- Huggins, R.M., 1991. Some practical aspects of a conditional likelihood approach to capture experiments. *Biometrics* 725–732.
- Huggins, R.M., 1989. On the statistical analysis of capture experiments. *Biometrika* 76, 133–140.
- Hunter, J., Caro, T., 2008. Interspecific competition and predation in American carnivore families. *Ethol. Ecol. Evol.* 20, 295–324.
- Hwang, M.H., Garshelis, D.L., 2007. Activity patterns of Asiatic black bears (*Ursus thibetanus*) in the Central Mountains of Taiwan. *J. Zool.* 271, 203–209.
- 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.
- Jonathan Davies, T., Meiri, S., Barraclough, T.G., Gittleman, J.L., 2007. Species co-existence and character divergence across carnivores. *Ecol. Lett.* 10, 146–152.
- Juarez, K., Marinho-Filho, J., 2002. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. *J. Mammal.* 83, 925–933.
- Kitchen, A.M., Gese, E.M., Schauster, E.R., 1999. Resource partitioning between coyotes

- and swift foxes: space, time, and diet. *Can. J. Zool.* 77, 1645–1656.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7, 601–613.
- Lucherini, M., 2015. *Cerdocyon thous* [WWW Document]. IUCN Red List Threat. Species. URL <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20154.RLTS.T4248A81266293.en>. (accessed 4.20.18).
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, A.A., Langtimm, C.A., 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83, 2248–2255.
- Mackenzie, D.I., Bailey, L.L., Nichols, J.D., 2004. Investigating species co-occurrence patterns when species 546–555.
- Mackenzie, D.I., Royle, J.A., 2005. Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. *J. Appl. Ecol.* 42, 1105–1114.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, A.J., Pollock, K.H., Bailey, L.L., Hines, J.E., 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier.
- Maffei, L., Taber, A.B., 2003. Área de acción, actividad y uso de hábitat del zorro patas negras, *Cerdocyon thous*, en un bosque seco. *Mastozoología Neotrop.* 10.
- Marinho, P.H., Bezerra, D., Antongiovanni, M., Fonseca, C.R., Venticinque, E.M., 2018. Estimating occupancy of the Vulnerable northern tiger cat *Leopardus tigrinus* in

Caatinga drylands. *Mammal Res.* 63, 33–42.

Massara, R. L., Paschoal, A.M. de O. Bailey, L.L., Doherty, P.F., Frias Barreto, M. & Chiarello, A.G. 2018. Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots in protected areas of Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 92, 86-93 B

Massara, R.L., Paschoal, A.M. de O., L. Bailey, L., F. Doherty Jr, P., Hirsch, A., G. Chiarello, A., 2018. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica* 50, 125–134. A

Mech, L.D., Peterson, R.O., Peterson, R., 2003. Wolf-Prey Relations. *Wolves Behav. Ecol. Conserv.* 31.

MMA, IBAMA, Funatura, 2003. Plano de Manejo do Parque Nacional Grande Sertão Veredas. Brasília.

MMA, M.D.M.A., IBAMA, 2005. Plano de Manejo do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu. Brasília.

MMA, 2014. Lista brasileira de espécies ameaçadas de extinção [WWW Document]. URL <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html>

Mondolfi, E., Hoogsteijn, R., 1986. Notes on the biology and status of the small wild cats in Venezuela. *Cats World Biol. Conserv. Manag. Washingt. DC Nat. Wildl. Fed.* 125–146.

Moreno, R.S., Kays, R.W., Samudio, R., 2006. Competitive Release in Diets of Ocelot (*Leopardus Pardalis*) and Puma (*Puma Concolor*) After Jaguar (*Panthera Onca*) Decline. *J. Mammal.* 87, 808–816.

Motta-Junior, J.C., Martins, K., 2002. The Frugivorous Diet of the Maned Wolf, *Chrysocyon brachyurus*, in Brazil: Ecology and Conservation. *All birds Present* 306.

- Murray, J.L., Gardner, G.L., 1997. *Leopardus pardalis*. Mamm. species 1–10.
- Nagy-Reis, M.B., Nichols, J.D., Chiarello, A.G., Ribeiro, M.C., Setz, E.Z.F., 2017. Landscape use and co-occurrence patterns of Neotropical spotted cats. PLoS One 12, 1–22.
- Nielsen, C., Thompson, D., Kelly, M., Lopez-Gonzalez, C.A., 2015. *Puma concolor* (errata version published in 2016) IUCN Red List Threat. Species. URL <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T18868A50663436.en>.
- O'Brien, T.G., Baillie, J.E.M., Krueger, L., Cuke, M., 2010. The wildlife picture index: Monitoring top trophic levels. Anim. Conserv. 13, 335–343.
- Oliveira, T.G. De, Tortato, M. a, Silveira, L., Kasper, C.B., Mazim, F.D., Lucherini, M., Jácomo, A.T. a, Soares, J.B.G., Marques, R.V., Sunquist, M.E., 2010. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. Biol. Conserv. wild felids 559–580.
- Oliveira, M.J.R., 2009. Estimativas populacionais de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) e gatos-do-mato (*Leopardus tigrinus*) em duas unidades de conservação do Cerrado de Minas Gerais. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Oliveira, T.G., Cassaro, K., 2005. Guia de campo dos felinos do Brasil. Instituto Pró-Carnívoros.
- Oliveira, T.G., Tortato, M.A., Almeida, L.B., Beisiegel, B.D.M., 2013. Avaliação do risco de extinção do Gato-do-mato *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775) no Brasil. Biodiversidade Bras. 3, 56–65.
- Olmos, F., 1993. Notes on the food habits of Brazilian Caatinga' carnivores. Mammalia 57,

126–130.

Palomares, F., Caro, T.M., 1999. Interspecific Killing among Mammalian Carnivores. *Am. Nat.* 153, 492–508.

Paula, R.C., DeMatteo, K., 2015. *Chrysocyon brachyurus* (errata version published in 2016). IUCN Red List Threat. Species 2015. <<http://www.iucnredlist.org/details/4819/0>>

Paviolo, A., et al. 2015. *Leopardus pardalis*. (errata version published in 2016) The IUCN Red List of Threatened Species 2015. <<http://www.iucnredlist.org/details/11509/0>>.

Payan, E., & T. De Oliveira. 2016. *Leopardus tigrinus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. <<http://www.iucnredlist.org/details/54012637/0>>.

Peacor, S.D., Werner, E.E., 2001. The contribution of trait-mediated indirect effects to the net effects of a predator. *Proc Natl Acad Sci USA* 98, 3904–3908.

Pinder, L., 1997. Niche overlap among brown brocket deer, pampas deer, and cattle in the Pantanal of Brazil.

Polisar, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunquist, M.E., Eisenberg, J.F., 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: Ecological interpretations of a management problem. *Biol. Conserv.* 109, 297–310.

Queirolo, D., Moreira, J.R., Soler, L., Emmons, L.H., Salvatori, V., 2011. Historical and current range of the Near Threatened maned wolf *Chrysocyon brachyurus* in South America. *Oryx* 45, 296–303.

Richards, S.A., 2002. Temporal partitioning and aggression among foragers: modeling the effects of stochasticity and individual state. *Behav. Ecol.* 13, 427–438.

Richmond, O.M.W., Hines, J.E., Beissinger, S.R., Hines, E., 2010. Two-species occupancy

models : a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails *Ecological Applications*, 20 (7), 2036-2046

Ridout, M.S., Linkie, M., 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* 14, 322–337.

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

Ritchie, E.G., Elmhagen, B., Glen, A.S., Letnic, M., Ludwig, G., McDonald, R.A., 2012. Ecosystem restoration with teeth: What role for predators? *Trends Ecol. Evol.* 27, 265–271.

Ritchie, E.G., Johnson, C.N., 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecol. Lett.* 12, 982–998.

Rodden, M., Rodrigues, F., Bestelmeyer, S., 2004. Maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*). *Canids Foxes, Wolves, Jackals Dogs, Status Surv. Conserv. Action Plan.* Gland Cambridge IUCN/SSC Canid Spec. Gr. 38–43.

Schoener, T.W., 1982. The controversy over interspecific competition. *Am. Sci.* 70, 586–595.

Schuetz, P., Wagner, A.P., Wagner, M.E., Creel, S., 2013. Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures. *Biol. Conserv.* 158, 301–312.

Sunquist, M., Sunquist, F., 2002. *Wild cats of the world.* University of Chicago press.

- Tecnominas, 2005. Plano de Manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural Porto Cajueiro. Januária.
- Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez, P. V., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D., Balbas, L., 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294, 1923–1926.
- Terborgh, J., Feeley, K., Silman, M., Nuñez, P., Balukjian, B., 2006. Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands. *J. Ecol.* 94, 253–263.
- Trigo, T.C., Schneider, A., De Oliveira, T.G., Lehueur, L.M., Silveira, L., Freitas, T.R.O., Eizirik, E., 2013. Molecular data reveal complex hybridization and a cryptic species of Neotropical wild cat. *Curr. Biol.* 23, 2528–2533.
- Vieira, E.M., Port, D., 2006. Niche overlap and resource partitioning between two sympatric fox species in southern Brazil. *Journal of Zoology*, 272, 57-63
- Waddle, J.H., Dorazio, R.M., Walls, S.C., Rice, K.G., Beauchamp, J., Schuman, M.J., Mazzotti, F.J., 2010. A new parameterization for estimating co-occurrence of interacting species. *Ecol. Appl.* 20, 1467–1475.
- Wang, E., 2002. Diets of ocelots (*Leopardus pardalis*), margays (*L. wiedii*), and oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic rainforest in southeast Brazil. *Stud. Neotrop. Fauna Environ.* 37, 207–212.
- WWF-Brasil & MMA. (2015). Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade no Cerrado e Pantanal. Brasília, Brazil.

Capítulo 1

**POPULATION STATUS OF OCELOTS *LEOPARDUS PARDALIS* AND NORTHERN
TIGER CATS *LEOPARDUS TIGRINUS* IN TWO PROTECTED AREAS OF THE
BRAZILIAN CERRADO**

ABSTRACT

Despite the ecological importance of mesocarnivores, no studies assessed the population densities of small felids in the Brazilian Cerrado. Population estimates are the foundations of monitoring initiative and of effective conservation actions. To collaborate to fill this knowledge gap, camera traps and capture-recapture models were used to estimate the abundance and density of ocelot and northern tiger cat, two sympatric cats occurring in the Brazilian Cerrado. Ocelot densities were low and varied from 1.4 to 2.6 individuals/100 km², whereas northern tiger cat densities were high when compared to other areas and ranged between 4.5 and 9.1 individuals/100 km². Ocelot occurs naturally in low abundance in the study area, probably due to the species preference for forest habitats, which only cover a small portion of the study area. The globally threatened northern tiger cat usually have low population numbers throughout its distribution, but the higher density estimates found here suggest that our study area is a potentially important site for its conservation, particularly considering the high rates of conversion and low coverage of strict protected areas in the Brazilian Cerrado.'

Key words: Camera traps, Mammals, Mesocarnivores, Populational study, Small felines.

INTRODUCTION

Mammalian predators can influence the structure of communities through trophic interactions (Ritchie & Johnson, 2009; Elmhagen et al., 2010), and under certain circumstances declines in their populations will have profound effects even on the plant community, destabilizing local ecosystems (Terborgh et al., 2001; Terborgh et al., 2006). However, despite their high diversity, small felids are less frequent studied than most large carnivores (Roemer et al., 2009; Macdonald et al., 2010) and basic information on their ecology and population parameters are still needed. Estimating the population size of mesopredators, such as small felids, would contribute towards the understanding of how communities are structured and of the potential effects of environmental changes (Roemer et al. 2009). Furthermore, adequate population estimates are the foundations of many monitoring initiatives (O'Brien, 2011) and of effective conservation actions (Connor et al., 2000; Rowcliffe et al., 2008; Kalle et al., 2011).

Despite their potentially relevant ecological role, the knowledge on ocelots *Leopardus pardalis* and northern tiger cats *Leopardus tigrinus* in drier and non-forested environments is scarce. In the Americas, some density studies have been conducted in environments with reduced forest cover, in the southern USA (Haines et al., 2006), the arid zone of Mexico (González et al., 2003; Gómez-Ramírez et al., 2017), the Bolivian Chaco (Noss et al., 2012), and in the Brazilian Caatinga (Penido et al. 2016; Marinho et al., 2017). However, to the best of our knowledge, no studies assessed the population densities of small felids in the Brazilian Cerrado, despite being the second largest biome in Brazil and the importance of carnivores in local communities.

Although forested areas encompass a portion of the Brazilian Cerrado, the biome is dominated mainly by open vegetation (Ribeiro & Walter, 2008). The Cerrado is recognised as the world's most diverse savanna and a global conservation hotspot (Myers et al., 2000; Klink & Machado, 2005; Ribeiro & Walter, 2008), with local carnivore species richness comparable

to that of the African savannas (Marinho-Filho et al., 2002). The biome has lost a large proportion of its natural vegetation to agricultural activities, which are expanding in the region (Rocha et al., 2012).

The ocelot is distributed from the southwestern extreme of Texas, in the U.S., throughout Mexico, and southwards from Central America to northern Argentina (Murray & Gardner, 1997). In Brazil, the ocelot is distributed throughout the whole country, except for some areas in the extreme south (Paviolo et al., 2015). The northern tiger cat is distributed from Costa Rica and Panama to central Brazil (Payan & de Oliveira, 2016). It is the smallest felid found in Brazil, and it appears to be more abundant in highly threatened biomes, such as the Cerrado and the Caatinga. Ocelot is classified as least concern in Brazil (MMA, 2014) and also listed as least concern by the IUCN (Paviolo et al., 2015). Northern tiger cat is classified as endangered in Brazil (MMA, 2014) and is listed as vulnerable by the IUCN (Payan & de Oliveira, 2016). Both species are affected by increasing deforestation, habitat destruction, and retaliatory killing due to depredation of poultry (Paviolo et al. 2015; Payan & de Oliveira, 2016).

We conducted camera trap surveys to estimate the abundance and density of ocelots and northern tiger cats in two protected areas in the Cerrado. We believe that these estimates will fill an important gap in our knowledge of the population status of these two small felids in the rapidly-vanishing Brazilian savanna. We also assessed whether and to what extent differences between protected areas, surveys, sampling effort, and seasons may have affected the detection probability of these cats.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The study was conducted in two protected areas in the Brazilian Cerrado. The Grande Sertão Veredas National Park (GSV) covers an area of 230.714 ha in the State of Minas Gerais and Bahia (Fig. 1). Several threatened species occur in the area including jaguar *Panthera onca*, Brazilian tapir *Tapirus terrestris*, and marsh deer *Blastocerus dichotomus* (Pró-Natureza, 2003; Ferreira & Oliveira, 2014). Annual precipitation is 1.050–1.200 mm, with well-defined dry and wet seasons, and an average temperature of 22°C (Pró-Natureza, 2003). The vegetation is mostly typical woodland savanna, although veredas (wetland habitats dominated by stands of *Mauritia flexuosa* palms) are widespread within the national park. Grassland and riparian forest are found only in some patches.

The Porto Cajueiro Private Reserve (PC) (figure 1), which has an area of 9.910 ha, is a privately-owned protected area established in 2004 by a sugar and ethanol company named Usina Coruripe, and is also located in the State of Minas Gerais, Brazil. While most of the area of PC is covered with well-preserved woodland savanna vegetation, part of it is secondary growth, due to selective logging in the near past to produce charcoal. Annual precipitation in this area is 950–1.250 mm. This reserve also supports several medium- and large-bodied mammals, with frequent sightings of tapir, maned wolf *Chrysocyon brachyurus*, and deer *Mazama gouazoubira* (Ferreira & Oliveira, 2014).

Data collection

Two surveys were conducted in each of the protected areas between 2006 and 2011 (Table 1, Fig. 1). Camera traps (model Tigrinus 6.0c) were deployed in pairs (one pair = a sampling station) in Cerrado areas to ensure the detection of both flanks of the animals photographed (Karanth, 1995; Karanth & Nichols, 1998). The mean distance between sampling stations was

1 km (range: 980–1100 m), and the locations were selected to maximize the probability of detecting carnivores, such as trails and roads. Bobcat gland lure was used as bait at all the stations to increase the probability of detection. The camera traps were checked monthly to replace batteries and photographic film, and to replenish the bait. During survey 1 at GSV (2006 yr), the polygon deployed overlapped partly with the polygon used for survey 2 (2011 yr) (Table 1, Fig. 1). At PC, surveys 3 (2009 yr) and 4 (2010 yr) were conducted within the same polygon (Table 1, Fig. 1). The duration of the surveys varied from 3 to 5.6 months (table 1).

Data Analysis

Individuals were distinguished based on their distinctive patterns of pelage (Trolle & Kéry, 2003), and sex of each individual was determined by the observation of genitals in the pictures. Based on these records, we developed encounter histories for each survey in each protected area, depending on whether the individual was detected (1) or not (0) during a survey day. We grouped our survey period (Table 1) into occasions composed by groups of ten days, and the number of occasions varied among surveys.

We first examined whether the data conformed with the assumptions of capture recapture models (Otis et al., 1978) using the POPAN model in Mark program (White & Burnham, 1999), which provided the survival (ϕ) or egress ($1-\phi$) and ingress rates (pent) for each individual among sampling occasions (Schwarz & Arnason, 1996). To assess population closure, we compared models in which ϕ and pent parameters were fixed as "1" (100%) and "0", respectively, with models in which these two parameters varied (Massara et al., 2015). Models with no violations of population closure assumptions of (i.e., no egress or ingress of individuals between occasions) were best supported by Akaike's Information Criterion adjusted for small sampled sizes (Burnham & Anderson, 2002), which revealed no support for the model without closure for both species. (AICc weight = 0)

We then used the Huggins closed capture model (Huggins, 1989, 1991) in the Mark program to estimate species abundance in each study area. This model accounts for the potential variation in the probabilities of detection (p) and recapture (c) of the target species, preventing potential bias in the abundance estimates. To prevent potential bias caused by this variation, we examined the different covariates that may have influenced detection in the study (Table 1). We expected baiting (indicated by the “Mb” or behavioural model) to positively influence the recapture probability (c), resulting in higher recapture probability than the initial detection probability (p) (Trolle & Kéry, 2003; Garrote et al., 2012). As males have larger home ranges (Ludlow & Sunquist, 1987; Dillon & Kelly, 2008; Maffei & Noss, 2008) and tend to travel longer distances, we expected them to have higher detection probability than females (the “sex” model). As the vegetation in PC is more recently degraded, we expected a higher detection probability of both species at GSV, where vegetation is better conserved (the “Protected area” model). We also expected a positive correlation between sampling effort and detection probability of both species (the “Sampling effort” model), as well as temporal effects (the “Weather” model), given that we expected higher detection probability of the target species during the dry season, when resources are more scarce and individuals tend to be more active (Ludlow & Sunquist, 1987; Maffei & Noss, 2008). One final model (the “Survey” model) account for stochastic factors (i.e., survey-specific effects) that may have influenced detection probability among surveys. We compared all these models with our null model (“M0”), which assumed that none of the covariates tested influenced detection probabilities.

We used the AICc to assess support of the candidate models and considered models with $\Delta AICc \leq 2$ to have the same degree of support (Burnham & Anderson, 2002). We used the median \hat{c} goodness-of-fit approach in Mark program to test for a potential lack of independence (that is, over-dispersion) among the individuals recorded. Specifically, an \hat{c} value close to 1 indicates no over-dispersion, whereas values above 1 is evidence of over-dispersion (White

2002). As some degree of over-dispersion ($\hat{c} = 3.14$, $SE = 0.14$) was revealed for ocelot, we used the QAICc to select the model for this species (Burnham & Anderson, 2002). Given the uncertainty of model selection, we calculated model-averaged estimates of detection probability and abundance of ocelots (Burnham & Anderson, 2002). As detection probability for northern tiger cat was low (Table 2), it was not possible to accurately estimate abundance using the Huggins model (Gerber et al., 2014). Given this, we used the number of individuals detected to estimate density for survey 1 at GSV and survey 3 at PC, and no models was used. The poor quality of northern tiger cat photos obtained during surveys 2 and 4 prevented us to analyse these data.

We calculated density by dividing the abundance by the effective trapping area (ETA) of each survey (Karanth & Nichols, 1998). ESA was calculated by adding a buffer area, based on the mean maximum distance moved (MMDM) by each species, to the MCP of each survey (Maffei et al., 2005; Di Bitetti et al., 2006; Dillon & Kelly, 2007).

RESULTS

Overall, we obtained 98 records of ocelot at GSV (four males, three females, and two individuals of unidentified sex), and 30 records at PC (three individuals of each sex and one unidentified). We obtained 34 records of northern tiger cat at GSV (four individuals of each sex and three unidentified) and nine records at PC (three individuals of unidentified sex). Density estimates for ocelot ranged from 1.4 to 2.6 individuals/100 km², whereas density of northern tiger cat (based on observed abundance) was estimated as 9.1 individuals/100 km² at GSV, and 4.5 individuals/100 km² at PC (Table 2).

Three models had good support for the ocelot ($\Delta QAICc < 2$): “Weather”, null (“M0”), and behavioural (“Mb”) (Table 3). Based on the best-ranked model (“Seasonality”), ocelot detection was slightly higher in the wet season ($p = 0.33$; 95% CI = 0.21–0.48) in comparison

with the dry season ($c = 0.27$; 95% CI = 0.15–0.43). The third best-ranked model (Mb) indicated that ocelot detection ($p = 0.55$; 95 %CI = 0.23–0.82) was higher than recapture ($c = 0.28$; 95% CI = 0.17–0.43). However, because the null model had adequate support, the effect of season and bait on ocelot detection was weak, indicating that these factors did not have a strong influence on the species in our study.

DISCUSSION

Ocelot densities estimated in this study (1.4–2.6 individuals/100km²) were relatively low in comparison with those recorded in more humid and forested environments, from which estimates have ranged from 2.3 to 75.2 individuals /100 km² (Penido et al., 2016). While ocelots occur in a wide variety of habitats, they are known to prefer areas with high canopy and forest cover (Sunquist & Sunquist, 2002; Jackson et al., 2005; Maffei et al., 2005), where primary productivity is likely to be higher and ocelots may be more successful at finding preys (Di Bitetti et al., 2008). Even in areas dominated by open habitats, ocelots appear to select areas with denser vegetation (Haverson et al., 2004). In arid areas, ocelot densities range from 0.49 to 51.7 individuals/100km² (González et al., 2003; Haines et al., 2006; Noss et al., 2012; Penido et al., 2016; Gómez-Ramírez et al., 2017). However, high densities in arid regions are only obtained in areas with large canopy cover, such as in dry forests (1.6 to 51.7 individuals/100km²) (Noss et al., 2012) or in an alluvial plains containing numerous water drainages (30 individuals/100km²)(Haines et al., 2006), which are not usually found in other environments with low ocelot density. In arid regions with low ocelot densities, such as Sonora in Mexico (0.51–5.7 individuals/100 km²), and the Brazilian Caatinga (3.16 individuals/100 it seems that ocelot abundance is affected by the lack of forest vegetation or humid habitats (González et al., 2003; Penido et al., 2016; Gómez-Ramírez et al., 2017).

While we could not conclusively identify the factors influencing our estimates of abundance, the characteristics of the study region (low human density and environments protected for long terms) and the fact that low density estimates were found across different areas and distinct years (Table 2), suggest that ocelot densities in northern Minas Gerais are naturally low, as observed in other regions with drier climates and low forest cover (Penido et al., 2016; Gómez-Ramírez et al., 2017). This highlights the importance of protecting forest habitats in the Cerrado, particularly gallery forests connecting patches of suitable habitat for ocelot populations.

Contrary to ocelots, the observed densities for northern tiger cat (4.5–9.1 individuals/100km²) were much higher than that recorded in the Brazilian Amazon (0.01 individuals/100 km²) by Payan & Oliveira (2016). In other environments, the density of this species ranges from 1 to 5 individuals /100 km² (Oliveira et al., 2013), and apparently in the Caatinga the probability of occurrence of the northern tiger cat was positively correlated to the presence of woody vegetation (Marinho et al., 2017). This species is one of the rarest and least-known felids in the Americas (Oliveira, 2011), with low abundance throughout most of its range (Payan & de Oliveira, 2016). Despite the relatively low number of records we obtained in our study areas, 11 individuals of northern tiger cat were identified during a single survey at GSV (survey 1). We believe this national park is a promising site for more detailed ecological studies of this vulnerable species in the Brazilian Cerrado, and a potentially important area for its conservation.

In addition to habitat preference, the high density of northern tiger cat in comparison to ocelot's density may be related to a number of other factors. One possibility is the existence of a "ocelot effect", that is, a negative influence of the presence of ocelots on the occurrence of the smaller cat (Oliveira et al., 2010; Oliveira-Santos et al. 2012). In this case, northern tiger cat abundance is expected to increase in the absence (or low abundance) of ocelot. However,

more recent evidence (Massara et al., 2016; Nagy-Reis et al., 2017) indicating effective mechanisms of niche partitioning, besides a “ocelot effect”.

Similar to other Neotropical mammalian carnivores, habitat protection is a key action for the conservation of our two target species (Paviolo et al., 2015; Payan & de Oliveira, 2016). Large populations of ocelots have been well documented in some protected areas and the species is not present on either the national or global list of threatened species (Paviolo et al., 2015). However, perspectives for the northern tiger cat are more challenging, particularly due to habitat conversion in potentially core areas for the species (Payan & de Oliveira, 2016). With more than 55% of the Brazilian Cerrado already lost (Klink & Machado, 2005; Rocha et al., 2012) and only 3% under strict protected areas (MMA, 2017), habitat conversion is a major threat for northern tiger cat. This is true for large tracts of land in our study region, which are subject to growing pressure from agribusiness, as well as and wildfires (Pró-Natureza, 2008), and desertification (Brasil, 2004). Additional to habitat protection, long-term monitoring will be necessary to detect population trends, and help to identify factors influencing population size of this threatened felid species in Brazil. Therefore, the two conservation units evaluated by the present study should be continuously monitored for the protection of this species in the Brazilian Cerrado.

ACKNOWLEDGMENTS

This research was supported by grants from Fundação O Boticário, Panthera Foundation, Usina Coruripe MG, and the National Environment Fund of the Brazilian Environment Ministry (FNMA). Flávio H.G. Rodrigues was supported by grants from CNPq and FAPEMIG. CAPES provided grants to Rodrigo L. Massara. CNPq provides Guilherme B. Ferreira with a PhD scholarship (grant 207195/2014-5) and CAPES provides Marcelo J.R. Oliveira with a PhD scholarship. We would also like to thank ICMBio staff at Grande Sertão Veredas National Park, and staff at Porto Cajueiro for their support during fieldwork. We are indebted to Dr. Tadeu

Gomes de Oliveira for his suggestions on species identification. Finally, we would like to thank the researchers who contributed to data collection and organisation: Fernando Ferreira de Pinho, Izabela Menezes Barata, and Luiza Helena Afonso Haucz.

LITERATURE CITED

- Brasil, P. 2004. Programa de ação nacional de combate à desertificação e mitigação dos efeitos da seca. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Recursos Hídricos, Brasília.
- Burnham, K. P., & D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2 st edition. Springer Science & Business Media, New York.
- Connor, E. F., A. C. Courtney, & J. M. Yoder. 2000. Individuals–area relationships: the relationship between animal population density and area. *Ecology* 81,734-748.
- De Oliveira, T. 2011. Ecologia e conservação de pequenos felinos no Brasil e suas implicações para o manejo. PhD dissertation. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brazil.
- De Oliveira, T. G., M. A. Tortato, L. B. De Almeida, C. B. De Campos, & B. De Mello Beisiegel. 2013. Avaliação do risco de extinção do gato-do-mato *Leopardus tigrinus* no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*:56-65.
- De Oliveira, T. G., et al. 2010. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. *Biology and conservation of wild felids* (D.W. Macdonald & A.J. Loveridge, eds). Oxford University Press, New York.
- Di Bitetti, M. S., C. D. De Angelo, Y. E. Di Blanco, & A. Paviolo. 2008. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* 24,189-200.

- Di Bitetti, M. S., A. Paviolo, & C. De Angelo. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270,153-163.
- Dillon, A., & M. J. Kelly. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates.
- Dillon, A., & M. J. Kelly. 2008. Ocelot home range, overlap and density: comparing radio telemetry with camera trapping. *Journal of Zoology* 275,391-398.
- Elmhagen, B., G. Ludwig, S. P. Rushton, P. Helle, & H. Linden. 2010. Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *J Anim Ecol* 79,785-94.
- Ferreira, G. B., & M. J. R. Oliveira. 2014. *Discovering mammals – a guide to the species of northern Minas Gerais*. 1 st edition. Biografia, Januária.
- Garrote, G., J. M. Gil-Sánchez, E. B. McCain, S. De Lillo, J. L. Tellería, & M. Á. Simón. 2012. The effect of attractant lures in camera trapping: a case study of population estimates for the Iberian lynx (*Lynx pardinus*). *European Journal of Wildlife Research* 58,881-884.
- Gerber, B. D., J. S. Ivan, & K. P. Burnham. 2014. Estimating the abundance of rare and elusive carnivores from photographic-sampling data when the population size is very small. *Population ecology* 56,463-470.
- Gómez-Ramírez, M., C. E. Gutiérrez-González, & C. A. López-González. 2017. Ocelots thrive in a non-typical habitat of northwestern Mexico. *Endangered Species Research* 32,471-478.
- González, C. a. L., D. E. Brown, & J. P. Gallo-Reynoso. 2003. The ocelot *Leopardus pardalis* in north-western Mexico: ecology, distribution and conservation status. *Oryx* 37,358-364.

- Haines, A. M., J. E. Janecka, M. E. Tewes, L. I. Grassman Jr, & P. Morton. 2006. The importance of private lands for ocelot *Leopardus pardalis* conservation in the United States. *Oryx* 40, 90-94
- Huggins, R. 1989. On the statistical analysis of capture experiments. *Biometrika* 76:133-140.
- Huggins, R. 1991. Some practical aspects of a conditional likelihood approach to capture experiments. *Biometrics*:725-732.
- Jackson, V. L., L. L. Laack, & E. G. Zimmerman. 2005. Landscape Metrics Associated with Habitat Use by Ocelots in South Texas. *The Journal of Wildlife Management*:733-738.
- Kalle, R., T. Ramesh, Q. Qureshi, & K. Sankar. 2011. Density of tiger and leopard in a tropical deciduous forest of Mudumalai Tiger Reserve, southern India, as estimated using photographic capture–recapture sampling. *Acta Theriologica* 56,335-342.
- Karanth, K. U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture—recapture models. *Biological conservation* 71,333-338.
- Karanth, K. U., & J. D. Nichols. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology* 79,2852-2862.
- Klink, C. A., & R. B. Machado. 2005. Conservation of the Brazilian cerrado. *Conservation biology* 19,707-713.
- Ludlow, M., & M. Sunkist. 1987. Ecology and behavior of ocelots in Venezuela. *National Geographic Research* 3,447-461.
- Macdonald, D. W., A. J. Loveridge, & K. Nowell. 2010. *Dramatis personae: an introduction to the wild felids*. *Biology and conservation of wild felids* (D.W. Macdonald & A.J. Loveridge, eds.). Oxford University Press, New York.
- Maffei, L., & A. J. Noss. 2008. How small is too small? Camera trap survey areas and density estimates for ocelots in the Bolivian Chaco. *Biotropica* 40,71-75.

- Maffei, L., A. J. Noss, E. Cuéllar, & D. I. Rumiz. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology* 21,349-353.
- Marinho-Filho, J., F. H. Rodrigues, & K. M. Juarez. 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. in *The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna* (P.S. Oliveira & R.J. Marquis eds.). Columbia University Press, New York.
- Marinho, P. H., D. Bezerra, M. Antongiovanni, C. R. Fonseca, & E. M. Venticinque. 2017. Estimating occupancy of the Vulnerable northern tiger cat *Leopardus tigrinus* in Caatinga drylands. *Mammal Research* 63,33-42.
- Massara, R. L., A. M. Paschoal, P. F. Doherty, Jr., A. Hirsch, & A. G. Chiarello. 2015. Ocelot Population Status in Protected Brazilian Atlantic Forest. *PLoS One* 10:e0141333.
- Massara, R. L., A. M. O. Paschoal, L. L. Bailey, P. F. Doherty, & A. G. Chiarello. 2016. Ecological interactions between ocelots and sympatric mesocarnivores in protected areas of the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 97,1634-1644.
- MMA, 2014. Lista brasileira de espécies ameaçadas de extinção [WWW Document]. URL <http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/fauna-brasileira/lista-de-especies.html>
- MMA, 2017. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. <http://www.mma.gov.br/cadastro_uc>
- Murray, J. L., & G. L. Gardner. 1997. *Leopardus pardalis*. *Mammalian species*:1-10.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca, & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853.
- Nagy-Reis, M. B., J. D. Nichols, A. G. Chiarello, M. C. Ribeiro, & E. Z. Setz. 2017. Landscape Use and Co-Occurrence Patterns of Neotropical Spotted Cats. *PLoS One* 12:e0168441.

- Noss, A. J., et al. 2012. Comparison of density estimation methods for mammal populations with camera traps in the Kaa-Iya del Gran Chaco landscape. *Animal Conservation* 15,527-535.
- O'brien, T. G. 2011. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. Pp. 71-96 in *Camera traps in animal ecology* (A.F. O'Connell, J.D. Nichols & U.K. Karanth, eds.). Springer Japan, Tokyo. Springer.
- Oliveira-Santos, L. G. R., M. E. Graipel, M. A. Tortato, C. A. Zucco, N. C. Cáceres, & F. V. B. Goulart. 2012. Abundance changes and activity flexibility of the oncilla, *Leopardus tigrinus* (Carnivora: Felidae), appear to reflect avoidance of conflict. *Zoologia (Curitiba)*.
- Otis, D. L., K. P. Burnham, G. C. White, & D. R. Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife monographs*:3-135.
- Paviolo, A., et al. 2015. *Leopardus pardalis*. (errata version published in 2016) The IUCN Red List of Threatened Species 2015. <http://www.iucnredlist.org/details/11509/0>.
- Payan, E., & T. De Oliveira. 2016. *Leopardus tigrinus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016. <http://www.iucnredlist.org/details/54012637/0>.
- Penido, G., et al. 2016. Density of ocelots in a semiarid environment in northeastern Brazil. *Biota Neotropica* 16.
- Pró-Natureza, F. 2003. Plano de Manejo do Parque Nacional Grande Sertão Veredas. Ministério do Meio Ambiente Brasília/Fundação Pró Natureza, Brasília.
- Pró-Natureza, F. 2008. Plano de Desenvolvimento Territorial de Base Conservacionista do Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu. Fundação Pró Natureza, Brasília.
- Ribeiro, J., & B. Walter. 2008. As principais fitofisionomias do bioma cerrado Cerrado: Ecologia e flora. (S.M. Sano; S.P. Almeida; J.F. Ribeiro, eds.). Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.

- Ritchie, E. G., & C. N. Johnson. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecol Lett* 12,982-98.
- Rocha, G. F., L. G. Ferreira, N. C. Ferreira, & M. E. Ferreira. 2012. Detecção de desmatamentos no bioma Cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. *Revista Brasileira de Cartografia*.
- Roemer, G. W., M. E. Gompper, & B. Van Valkenburgh. 2009. The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *BioScience* 59,165-173.
- Rowcliffe, J. M., J. Field, S. T. Turvey, & C. Carbone. 2008. Estimating animal density using camera traps without the need for individual recognition. *Journal of Applied Ecology* 45,1228-1236.
- Schwarz, C. J., & A. N. Arnason. 1996. A general methodology for the analysis of capture-recapture experiments in open populations. *Biometrics*:860-873.
- Sunquist, M., & F. Sunquist. 2002. *Wild cats of the world*. University of Chicago Press, Chicago.
- Terborgh, J., K. Feeley, M. Silman, P. Nuñez, & B. Balukjian. 2006. Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands. *Journal of Ecology* 94,253-263.
- Terborgh, J., et al. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294,1923-1926.
- Trolle, M., & M. Kéry. 2003. Estimation of ocelot density in the Pantanal using capture-recapture analysis of camera-trapping data. *Journal of mammalogy* 84,607-614.
- White, G. C. 2002. Discussion comments on: the use of auxiliary variables in capture-recapture modelling. An overview. *Journal of Applied Statistics* 29,103-106.
- White, G. C., & K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird study* 46,S120-S139.

Table 1. Details of the small cat surveys conducted in two Cerrado protected areas in state of Minas Gerais, Brazil, including survey periods, sampling stations (camera traps), and the area of the study polygons. The protected area, survey, sampling effort, and season were used as covariates in the analyses.

Protected area	Survey ID / year	Number of sampling stations	Polygon area (km ²)	Mean sampling effort per station (days)	Season
GSV	survey 1 2006	21	33.43	170	Wet/Dry
GSV	survey 2 2011	14	14.5	99	Wet
PC	survey 3 2009	14	15.6	92	Dry
PC	survey 4 2010	14	15.6	120	Dry

GSV-Grande Sertão Veredas National Park / PC – Porto Cajueiro Private Reserve

Table 2. Abundance, density and detection estimates obtained for ocelot and northern tiger cat in two Cerrado protected areas in state of Minas Gerais, Brazil. The Effective Trapping Area (ETA) was calculated from the area of the polygon plus a specific buffer area (MMDM) for each species. The abundance, p (capture) and c (recapture) were obtained by averaging the models in program Mark.

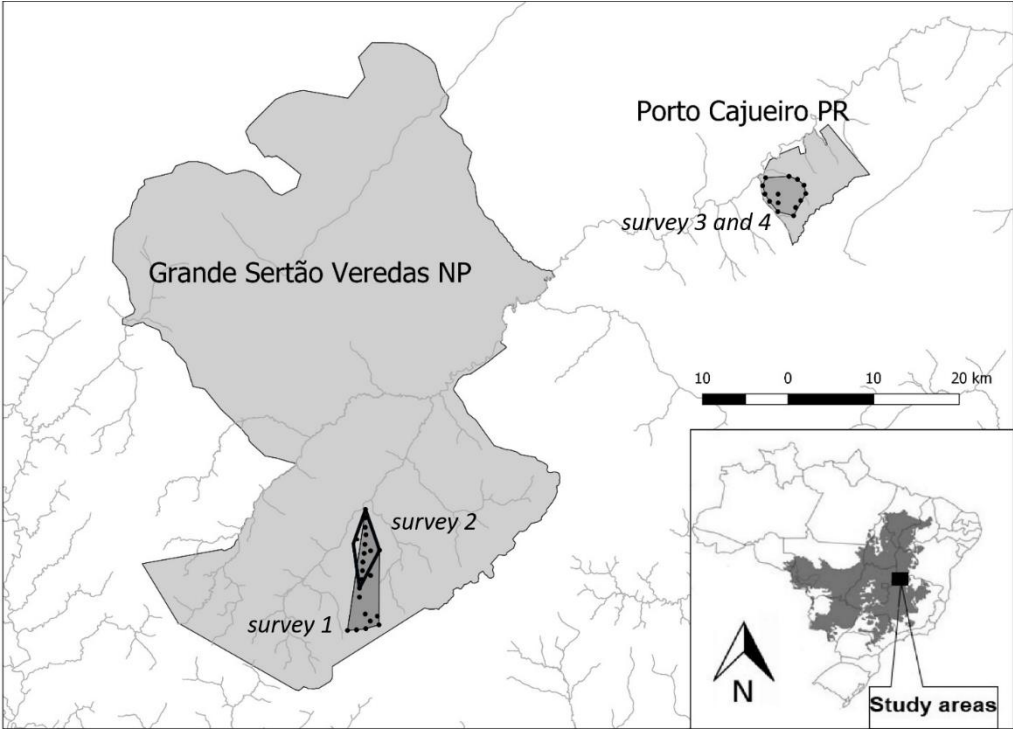
Protected area	Survey area	Abundance (SE)	Detection		Polygon area (km ²)	MMDM (Km)	ETA (km ²)	Density, individuals/100 km ² (SE)
			p	c				
Ocelot								
GSV	1	4.00 (0.09)	0.36	0.31	33.43	5.09	276	1.4 (0.12)
GSV	2	5.07 (0.46)	0.36	0.31	14.5	5.09	194	2.6 (0.16)
PC	3	4.21 (0.82)	0.34	0.29	15.6	5.09	174	2.4 (0.3)
PC	4	3.27 (1.13)	0.34	0.29	15.6	5.09	174	1.8 (0.36)
Northern tiger cat*								
GSV	1	11**	0.07	0.11	33.43	2.23	120	9.1 (0.03)
PC	3	3**	0.01	0.12	15,6	2.23	66	4.5 (0.01)

* It was not possible to identify individuals systematically in surveys 2 and 4 / ** observed abundance / GSV-Grande Sertão Veredas National Park / PC – Porto Cajueiro Private Reserve

Table 3. Model selection process for the detection estimates of ocelot in two Cerrado protected areas in state of Minas Gerais, Brazil. The models were constructed as a function of seasonality (dry/wet stations), the protected area, use of bait (Mb), sex of the individuals (Mh), sampling effort and survey period.

Model	QAICc	Delta QAICc	AICc Weight	Model Likelihood	K
Seasonality (dry/wet)	66.52	0	0.34	1	2
M0	67.66	1.13	0.19	0.56	1
Mb	67.72	1.19	0.18	0.54	2
Protected area	68.97	2.44	0.10	0.29	2
Sex	69.31	2.78	0.08	0.24	2
Sampling effort	69.69	3.16	0.07	0.20	2
Survey	72.34	5.81	0.01	0.05	4

Figure 1. Camera traps points (surveys 1, 2, 3 and 4) deployed for detection of small cats in Cerrado, in two protected areas: Grande Sertão Veredas National Park and Porto Cajueiro Private Reserve in state of Minas Gerais State, Brazil.



Capítulo 2

**PADRÕES DE COOCORRÊNCIA ESPACIAL E TEMPORAL ENTRE
CARNÍVOROS EM ÁREAS PROTEGIDAS DO CERRADO**

INTRODUÇÃO

As guildas de mamíferos carnívoros são consideradas importantes para ecossistemas locais (Crooks & Soulé, 1999; Ritchie & Johnson, 2009), já que tem potencial de alterar a dinâmica populacional de diversos elementos de um ecossistema por influência direta nas teias alimentares (Terborgh et al., 2001; Terborgh et al., 2006; Elmhagen et al., 2010). Algumas características destes animais, especialmente a capacidade de matar possíveis espécies antagônicas, podem aumentar a força das interações entre espécies (Arim & Marquet, 2004; Donadio & Buskirk, 2006; de Oliveira & Pereira, 2014). Isto torna estudos que investigam as relações entre espécies de carnívoros importantes para o entendimento de estrutura de comunidades (Fedriani et al., 2000; Roemer et al., 2009; Lesmeister et al., 2015; Gompper et al., 2016). A competição intraguilda pode alterar padrões de distribuição espacial destes carnívoros (Schoener, 1982; Davies et al., 2007), assim como causar alterações no nicho temporal, podendo atenuar antagonismos diretos (Kronfeld-Schor & Dayan, 2003; Richards, 2002). Fuga ativa no espaço e no tempo são mecanismos que podem ser comumente utilizados por espécies menores e conseqüentemente mais fracas competitivamente (Linnell & Strand, 2000; de Oliveira et al., 2010). Os efeitos da competição entre carnívoros também podem ser evidenciados na ausência de predadores de topo, quando, em alguns casos ocorre uma liberação ecológica de predadores menores, desenfreando um efeito cascata em toda uma cadeia trófica (Moreno et al., 2006; Prugh et al., 2009; Russell et al., 2009).

Dados oriundos de estudos de campo são necessários para estudos de competição, possibilitando avaliar a real força desta interação em moldar comunidades (Linnell & Strand, 2000). Talvez por este motivo, ainda existem diversas lacunas do conhecimento a respeito de segregação espacial e temporal em comunidades de carnívoros (Gompper et al., 2016), aspectos cruciais para o entendimento da relação entre duas ou mais espécies.

Esta lacuna é relevante pois estudos que avaliam interações entre espécies potencialmente competidoras podem ser importantes para o entendimento da estrutura de comunidades animais (Caro & Stoner, 2003; Hunter & Caro, 2008; Gompper et al., 2016). Modelos de ocupação estão se tornando uma ferramenta importante para entender interações espaciais entre espécies (Richmond et al., 2010; Davis et al., 2018). Estes modelos incorporam o conceito de detecção imperfeita (quando a detecção é menor que um) e permitem a inclusão de diferentes covariáveis nas estimativas dos parâmetros de interesse (probabilidade de detecção e probabilidade de ocupação) (MacKenzie & Bailey, 2004; MacKenzie et al., 2004). Nestes modelos é possível explorar variáveis que podem influenciar a interação ou a ocorrência de espécies na paisagem (Bailey et al., 2009; Richmond et al., 2010).

Além da interação espacial, espécies também interagem no tempo. Portanto, avaliar a sobreposição entre padrões de atividade de espécies potencialmente competidoras permite o entendimento sobre a partição do nicho temporal (Di Bitetti et al., 2009; Oliveira-Santos et al., 2012; Massara et al., 2018A). O cálculo de coeficientes de sobreposição entre padrões de atividade (Ridout & Linkie, 2009) é uma alternativa robusta para se quantificar e avaliar efeitos da competição intraguilda (Gerber et al., 2012; Foster et al., 2013; Massara et al., 2018A).

Este arcabouço teórico direciona estudos que avaliam interações entre espécies de mamíferos carnívoros, para animais que vivem em simpatria e que compartilham semelhanças ecológicas ou morfológicas (Di Bitetti et al., 2009). Alguns estudos na região Neotropical já discutiram a existência de repartição espacial e temporal entre espécies de felídeos e de canídeos (e.g. Jácomo et al., 2004; Di Bitetti et al., 2010; Sollmann et al., 2012; Foster et al., 2013; Massara et al. 2016, 2018; Nagy-Reis et al., 2017). Mas para avaliar as diversas variáveis que podem afetar estas interações, se faz

necessária a ampliação da cobertura geográfica destas investigações, assim como sua expansão ao longo de um gradiente ambiental e de pressão antrópica. Entre os felinos, uma hipótese presente na literatura é o chamado “efeito pardalis”, que pressupõe que jaguatiricas (*Leopardus pardalis*) afetam negativamente outros felinos de menor porte (Oliveira et al., 2010; Oliveira-santos et al., 2012). Outros trabalhos, entretanto, têm chegado a conclusões divergentes sobre a intensidade deste efeito nas demais espécies de felinos (Massara et al., 2016; Nagy-Reis et al., 2017). Já entre os canídeos Neotropicais, alguns trabalhos sugeriram que a segregação alimentar, uso de habitat e alterações nos padrões de atividade são estratégias utilizadas para favorecer a coexistência entre espécies potencialmente competidoras (Juarez & Marinho-Filho 2002; de Almeida Jacomo et al., 2004; Bueno & Motta-Junior, 2004; Di Bitteti et al 2009).

O presente trabalho avaliou a existência de repartição espaço/temporal entre pares de carnívoros potencialmente competidores no Cerrado brasileiro: os felinos jaguatirica e gato-do-mato *Leopardus tigrinus*; e os canídeos lobo-guará *Chrysocyon brachyurus* e cachorro-do-mato *Cerdocyon thous*. Empregamos modelos de ocupação para avaliar se as probabilidades de ocupação e detecção das espécies menores, o gato-do-mato e o cachorro-do-mato, seriam influenciadas pela presença e detecção das espécies maiores, a jaguatirica e o lobo-guará, respectivamente (Bailey et al., 2009; Richmond et al., 2010). Esperamos um efeito negativo da presença de jaguatiricas e lobos-guará sobre as probabilidades de ocupação do gato-do-mato e do cachorro-do-mato, respectivamente, por serem espécies maiores e teoricamente mais fortes competitivamente. Também esperamos a uma relação negativa entre as probabilidades de detecção das espécies menores a partir da presença das espécies consideradas maiores

Como diferenças no padrão de atividade podem também ser um caminho para a coexistência de espécies potencialmente competidoras (Hunter & Caro, 2008; Kronfeld-Schor & Dayan, 2003), avaliamos a existência de segregação temporal entre os padrões

de atividade dos mesmos pares de espécies (jaguatirica e gato-do-mato; lobo-guará e cachorro-do-mato), considerando uma baixa sobreposição temporal como indicativo de antagonismo entre as espécies (Di Bitetti et al., 2009; Oliveira-Santos et al., 2012).

MATERIAIS E MÉTODOS

Áreas de estudo

A coleta de dados foi realizada em sete áreas protegidas localizadas no norte do estado Minas Gerais, Brasil. Estas localidades estão inseridas em uma região que é oficialmente reconhecida como o Mosaico de Áreas Protegidas Sertão Veredas-Peruaçu (MSVP), uma importante área de conservação para o Cerrado brasileiro (Drummond et al., 2005) com mais de 18 mil km² e dentro da bacia hidrográfica do rio São Francisco (Fundação Pró-Natureza, 2008). O MSVP possui uma elevada diversidade de mamíferos de médio e grande porte, com a presença de variadas espécies ameaçadas de extinção (Ferreira & Oliveira 2014). Devido ao manejo mais restritivo (Brasil, 2002), as unidades de conservação de proteção integral na região possuem menor pressão antrópica do que as Áreas de Proteção Ambiental (APA) (Fundação Pró-Natureza, 2008). Nas áreas de APA podem ser observadas pequenas vilas e cidades, e atividades econômicas como agropecuária e extrativismo vegetal são permitidas. Incêndios florestais também são mais frequentes nas APAs, alguns de grandes proporções, e em menor escala existe ocorrência de produção ilegal de carvão a partir da vegetação nativa.

Apesar da diferença de manejo e gestão entre áreas de proteção integral e uso sustentável, em todas as localidades predominam formações savânicas, com a presença marcante de veredas (fitofisionomia com vegetação herbácea em solo húmido, com grandes populações da palmeira *Mauritia flexuosa*). Partes das áreas de estudo apresentam características do ecótono Cerrado-Caatinga, especialmente nas regiões do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu e do Parque Estadual da Mata Seca. A região

possui clima subtropical com duas estações do ano bem definidas, seca e chuvosa, com temperatura média anual de 23⁰C e pluviosidade anual variando de 726 mm no Parque Estadual Veredas do Peruaçu (Instituto Nacional de Meteorologia, 2004) a até 1100 mm na RPPN Porto Cajueiro (Tecnominas, 2005).

Coleta de dados

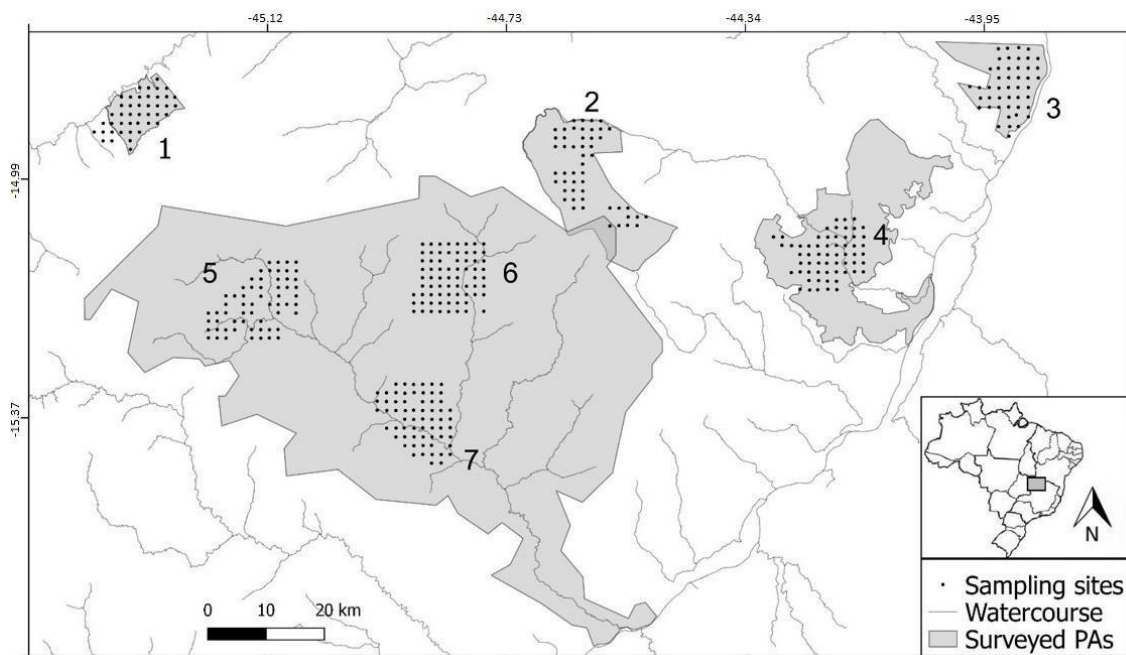
Para amostrar a comunidade de mamíferos da área de estudo utilizamos armadilhas fotográficas modelo Bushnell Trophycam[®], seguindo um protocolo de armadilhamento fotográfico consolidado e utilizado em diversas regiões tropicais do mundo (TEAM Network, 2011). Durante quatro anos de estudo (2012 a 2016), distribuímos ao todo 392 armadilhas fotográficas em sete áreas amostrais, com uma distância mínima de 10 km entre as bordas de cada área (tabela 1; figura 1). Cada área foi amostrada separadamente, com o esforço total somando-se todas as áreas de 18673 armadilha*dia. Para a instalação do equipamento em campo, em cada área amostral estabelecemos um grid de pontos regulares no software GPSTrackmaker[®], com a densidade de um ponto por 2 km². Com exceção da amostragem realizada no Parque Estadual Veredas do Peruaçu, onde foram estabelecidos dois blocos de armadilhas fotográficas não totalmente contíguos (figura 1).

As armadilhas fotográficas foram instaladas em um raio de 50 metros de cada ponto definido preliminarmente, onde foram escolhidos locais com potencial para o registro de mamíferos de maior porte. Em algumas áreas devido à vegetação extremamente densa que dificultava o acesso, este raio de instalação foi aumentado para até 200 m das coordenadas originais (isto ocorreu em 15 pontos amostrais). Todas as amostragens ocorreram na estação seca, com amostragens de 30 a 60 dias de duração (tabela 1). As armadilhas fotográficas foram visitadas em intervalos de 30 dias para manutenção e não foi utilizada nenhuma forma de isca para atração dos animais.

No total, quatro amostragens foram feitas em unidades de conservação de proteção integral (dois parques estaduais, um parque nacional e uma RPPN) e três amostragens realizadas em unidades de conservação de uso sustentável (Área de Proteção Ambiental do Rio Pandeiros) (tabela 1, figura 1). Devido às restrições de uso e ao tipo de manejo adotado nas RPPNs, ela foi considerada como unidade de conservação de proteção integral neste estudo, apesar de legalmente se enquadrar no grupo de uso sustentável (Brasil, 2002).

Tabela 1. Áreas amostradas para análises de coocorrência entre pares de espécies de carnívoros em região de Cerrado, no Mosaico de Áreas Protegidas Sertão Veredas – Peruaçu, norte de Minas Gerais, Brasil.

Área de estudo	Ano	Nº de pontos amostrais	Tempo médio de amostragem (dias)	Grupo de unidade de conservação
Parque Estadual Veredas do Peruaçu	2012	50	30	integral
Parque Estadual Mata Seca	2013	46	45	integral
Parque Nacional Cavernas do Peruaçu	2014	60	45	integral
RPPN Porto Cajueiro	2015	43	60	integral
APA Pandeiros - Vila Pandeiros	2015	63	60	uso sustentável
APA Pandeiros - Catulé	2016	70	60	uso sustentável
APA Pandeiros - Várzea Bonita	2016	60	60	uso sustentável



1: RPPN Porto Cajueiro; 2: Parque Estadual Veredas do Peruaçu; 3: Parque Estadual da Mata Seca; 4: Parque Nacional Cavernas do Peruaçu; 5: APA Pandeiros – Várzea Bonita; 6: APA Pandeiros-Catulé; 7: APA Pandeiros-Pandeiros;
PA: Protected areas

Figura 1. Áreas amostradas para análises de coocorrência entre pares de espécies de carnívoros em região de Cerrado, no Mosaico de Áreas Protegidas Sertão Veredas – Peruaçu, norte de Minas Gerais, Brasil.

Análise de dados

Repartição espacial

Realizamos a análise de coocorrência em duas etapas. Utilizamos modelos de ocupação simples (single season, single species occupancy models – MacKenzie et al. 2002) com covariáveis externas que potencialmente influenciam a ocupação e detecção de cada uma das espécies estudadas (Juarez & Marinho-Filho, 2002; Di Bitetti et al., 2006, 2010; Dillon & Kelly, 2007; Ferreira et al., 2017 - tabela 2). As covariáveis avaliadas não apresentaram correlação. A partir deste conjunto de covariáveis, selecionamos as mais importantes para os carnívoros estudados através do cálculo do peso AICc acumulado (cumulative AIC weights) para todos os modelos (Burnham &

Anderson, 2002). Consideramos para as análises de coocorrência somente as covariáveis com mais de 50% de peso e desconsiderados coeficientes de regressão muito próximos a zero. Na segunda etapa das análises, estas covariáveis foram retidas e utilizadas nos modelos de coocorrência (two-species conditional occupancy models – Richmond et al. 2010). A etapa inicial foi realizada para minimizar o número de parâmetros nos modelos de coocorrência (Richmond et al., 2010; Nagy-Reis et al., 2017).

Para realizar as análises, produzimos históricos de captura para cada espécie utilizando os pontos amostrais de todas as sete localidades avaliadas. Seguindo um procedimento comumente realizado em análise de ocupação (e.g. Ahumada et al. 2013; Ferreira et al. 2017), cada 10 dias em que a armadilha fotográfica estava funcionando em determinado ponto amostral foi agrupado como uma ocasião de amostragem, em que a espécie-alvo pode ter sido registrada (1) ou não (0). Para a primeira etapa da análise de dados, construímos 4097 modelos para cada espécie no software Mark (White & Burnham 1999), consistindo de todas as combinações possíveis das covariáveis para ocupação (ψ) e detecção (p) (tabela 2). Este procedimento proporciona a confecção de um conjunto balanceado de modelos, por considerar a incerteza presente na seleção de modelos, fortalecendo o cálculo do peso acumulado das variáveis (AICc weights) (Burnham & Anderson, 2002). Avaliamos a presença de sobredispersão nos dados (Mackenzie & Bailey 2004) tendo como referência um modelo global no software Presence (Hines, 2006). Não foi encontrada evidência de sobre dispersão (median $\hat{c} \approx 1$; White, 2002) em nenhum dos casos.

Tabela 2. Covariáveis de ocupação e detecção utilizadas para análises de coocorrência entre pares de espécies de carnívoros, em região de Cerrado, no Mosaico de Áreas Protegidas Sertão Veredas – Peruaçu, norte de Minas Gerais, Brasil.

Covariável	Descrição	Valores	Fonte
Categoria de área protegida (Ψ e p)	As áreas foram classificadas de acordo com seu grau de proteção e uso	Proteção integral (1); uso sustentável (0)	SNUC - lei 9.985/2000
Fitofisionomia do Cerrado (Ψ)	Através de imagens de satélite (resolução 1:250.000) e conferência em campo foram definidas as fitofisionomias presentes em cada ponto amostral	cerrado denso; cerrado sentido restrito; cerrado ralo; parque cerrado; mata seca; vegetação ripária (veredas e matas ciliares); área degrada	WWF-Brasil 2010; classificação em campo
Distância de assentamentos humanos (Ψ)	Foram selecionadas células de ocupação humana com resolução de 1km ² , e a partir do centro de cada uma destas células foram medidas as distâncias em linha reta até os pontos amostrais mais próximos	115 m – 9.349 m	(IBGE 2010)
Distância de cursos d'água (Ψ)	Distância em linha reta de cada ponto amostral para o curso de água mais próximo. Somente redes de drenagem a partir de terceira ordem foram utilizados (podem receber mais de um rio tributário)	0 – 9.104 m	(IGAM 2010)
Largura de trilha (p)	Foram medidas as larguras de carreiros, trilhas ou estradas presentes na área de ação das cameras trap, na ausência destes a largura foi definida como zero	0 – 9.9 m	Classificação em campo
Presença de gado (p)	A presença ou ausência de gado foi estabelecida através dos registros das armadilhas e observação de vestígios de gado	Presença (1); ausência (0)	Classificação em campo; armadilhas fotográficas

Em seguida, utilizamos o modelo de ocupação condicional para duas espécies (Richmond et al. 2010) na segunda etapa das análises. Neste método são criados modelos com parâmetros de interação entre espécies que permitem a inserção de covariáveis externas. Este modelo estabelece uma relação condicional, com os parâmetros de um animal considerado competitivamente mais fraco (subordinado) sendo influenciado por uma espécie maior considerada dominante (Richmond et al. 2010) (tabela 3). Os modelos

construídos são comparados e ranqueados pelo critério de seleção de Akaike (Akaike's Information Criterion) ajustado para pequenas amostragens, considerando modelos com valores de $\Delta AICc < 2$ como os de maior suporte para os dados (Burnham & Anderson 2002).

Tabela 3. Parâmetros utilizados no modelo de ocupação condicional para duas espécies (Richmond et al., 2010)

Parâmetros	Definição
ΨA	Ocupação da espécie dominante
ΨBA	Ocupação da espécie subordinada na presença da espécie dominante
ΨBa	Ocupação da espécie subordinada na ausência da espécie dominante
pA	Detecção da espécie dominante na ausência da espécie subordinada
rA	Detecção da espécie dominante na presença da espécie subordinada
pB	Detecção da espécie subordinada na ausência da espécie dominante
rBA	Detecção da espécie subordinada na presença e detecção da espécie dominante
rBa	Detecção da espécie subordinada na presença e não detecção da espécie dominante

A: espécie dominante; B: espécie subordinada

Portanto as hipóteses deste estudo foram elaboradas considerando relações de dominância e subordinação para os carnívoros aqui estudados. A jaguatirica foi considerada como dominante em relação ao gato-do-mato, assim como o lobo-guará foi considerado dominante em relação ao cachorro-do-mato. Além do maior tamanho corporal da jaguatirica como indicativo de dominância (Brown, 1986; Cotgreave, 1993; Palomares & Caro 1999), foi considerado o “efeito pardalis”, que prediz uma influência negativa da presença da jaguatirica nos números populacionais de gato-do-mato (Oliveira et al. 2010). Também consideramos para os canídeos o maior tamanho corporal do lobo-guará, indicativo de possível antagonismo com relação ao cachorro-do-mato (Brown, 1986; Cotgreave, 1993; Palomares & Caro, 1999).

A primeira hipótese considera que a estimativa de ocupação da espécie menor (B) é influenciada pela presença da espécie maior (A). Esta hipótese foi avaliada através de modelos de coocorrência com parâmetros ψ_{BA} (ocupação da espécie menor na presença da espécie maior) igual a ψ_{Ba} (ocupação da espécie menor na ausência da espécie maior), que foram comparados com modelos $\psi_{BA} \neq \psi_{Ba}$. Exemplificando, observamos se a probabilidade de ocupação do gato-do-mato poderia diminuir na presença de jaguatiricas. Caso a hipótese seja suportada, seriam obtidos modelos com parâmetros $\psi_{BA} < \psi_{Ba}$ (a probabilidade de ocupação da espécie menor é menor na presença da espécie maior) e estes modelos teriam suporte elevado ($\Delta AICc < 2$ - Burnham & Anderson, 2002).

A segunda hipótese considera que a detecção da espécie menor é influenciada pela presença da espécie maior. Esta hipótese foi avaliada através de modelos com parâmetro p_B (detecção da espécie menor na ausência da espécie maior) igual a r_B (detecção da espécie menor na presença da espécie maior – parâmetro fixado através de $r_{BA} = r_{Ba}$), que foram comparados com modelos $p_B \neq r_B$. Exemplificando, observamos se a probabilidade de detecção do gato-do-mato poderia diminuir na presença de jaguatiricas. Caso a hipótese seja suportada, seriam obtidos modelos com parâmetros modelos com parâmetros $p_B > r_B$ (a detecção da espécie menor é maior na ausência da espécie maior) e estes modelos teriam suporte elevado ($\Delta AICc < 2$ - Burnham & Anderson, 2002).

Finalmente, a terceira hipótese considera que a detecção da espécie maior influencia diretamente a detecção da espécie menor, em uma mesma ocasião de captura, quando as duas estão ocupando o mesmo local. A hipótese foi avaliada através de modelos com parâmetro r_{BA} (detecção da espécie menor quando a espécie maior está presente e foi detectada) igual a r_{Ba} (detecção da espécie menor quando a espécie maior está presente, mas não foi detectada) que foram comparados com modelos $r_{BA} \neq r_{Ba}$. Exemplificando, observamos se a probabilidade de detecção do gato-do-mato poderia

diminuir na detecção de jaguatiricas, quando as duas espécies estão presentes. Caso a hipótese seja suportada, seriam obtidos modelos com parâmetros $r_{BA} < r_{Ba}$ (a detecção da espécie menor é menor na detecção da espécie maior) e estes modelos teriam suporte elevado ($\Delta AICc < 2$ - Burnham & Anderson, 2002).

Em todos os modelos utilizados para testar as hipóteses acima, houve a inclusão das covariáveis com maior suporte para cada espécie (definidas na primeira etapa da análise), no intuito de controlar os demais fatores que podem afetar a ocorrência das espécies estudadas (Bailey et al., 2009; Richmond et al., 2010). As estimativas dos parâmetros de coocorrência foram obtidos através da média de modelos (*model averaging*) utilizando todos os modelos construídos (Richmond et al., 2010). De forma adicional, estimamos o fator de interação entre as espécies (SIF - species interaction factor), uma medida que indica a força da relação de interação entre duas espécies, comparada com a hipótese de independência entre elas (MacKenzie et al., 2004; Richmond et al. 2010). Valores de $SIF < 1$ indicam que as espécies se evitam mais do que esperado (antagonismo espacial), enquanto $SIF > 1$ indica coocorrência, e valores próximos de 1 indicam independência entre as espécies.

Não foi possível utilizar a análise de ocupação condicional para duas espécies para avaliar o efeito do lobo-guará sobre a ocupação do cachorro-do-mato. Isto ocorreu em função do relativo baixo número de registros obtidos para a espécie maior (lobo-guará). Portanto, para este par de espécies utilizamos a ocupação condicional ($\Psi_{condicional}$) do lobo-guará como covariável de ocupação e detecção do cachorro-do-mato em um modelo de ocupação simples (MacKenzie et al., 2006; Massara et al., 2018B). A ocupação condicional é definida como a probabilidade de uma espécie estar presente em cada ponto amostrado. Obtemos esta probabilidade através de um modelo de ocupação simples no

software Presence (Hines, 2006) contendo as covariáveis de maior suporte para esta espécie (conforme resultados da primeira etapa descrita acima).

Consideramos a Ψ condicional do lobo-guará juntamente com demais covariáveis ambientais (tabela 2) para gerar 16385 modelos para o cachorro-do-mato consistindo das combinações possíveis de todas as covariáveis para ocupação (Ψ) e detecção (p), desta maneira considerando a incerteza presente na seleção de modelos, fortalecendo o cálculo do peso acumulado das variáveis (AICc weights) (Burnham & Anderson, 2002). A hipótese formulada prediz que o lobo-guará afeta negativamente as estimativas de ocupação e detecção de cachorro-do-mato. Portanto, a expectativa é de que, nos modelos de ocupação para o cachorro-do-mato, a Ψ condicional do lobo-guará: 1) obtivesse mais de 50% do peso acumulado das variáveis (AICc weights) e; 2) possuísse coeficientes de regressão negativos (Burnham & Anderson, 2002). Para estes modelos não observamos sobredispersão nos dados ($\hat{c} \approx 1$ mediana).

Repartição temporal

Avaliamos a repartição temporal através do cálculo de coeficientes de sobreposição entre os padrões de atividade das espécies potencialmente competidoras (Ridout & Linkie, 2009; Foster et al., 2013; Massara et al., 2016). Inicialmente, selecionamos apenas os registros independentes de cada espécie. Adotamos o critério de independência de ao menos uma hora entre dois registros de uma mesma espécie no mesmo ponto amostral. Os registros foram ajustados para o horário solar através do software TropSolar 5.0 (Cabús, 2015). Nós assumimos que a detecção das espécies e seus padrões de atividade são similares entre as áreas amostrais e entre os diferentes anos de amostragem, portanto, analisamos os dados em conjunto.

Utilizamos o teste Rao's spacing implementado através do pacote Circular (Agostinelli & Lund, 2013) no software R (R Core Team, 2013) para avaliar se os padrões

de atividade avaliados são distribuídos uniformemente ao longo do dia (randômicos) ou não. Caso o teste indicasse que o padrão não é randômico, classificamos a espécie como: noturna se $> 60\%$ dos registros fossem obtidos entre uma hora após o pôr do sol e uma hora antes do nascer do sol; diurna se $> 60\%$ dos registros forem obtidos entre uma hora antes do pôr do sol e uma hora após o nascer do sol; ou crepuscular se 50% dos registros forem obtidos no intervalo entre uma hora antes e uma hora depois do pôr do sol, e igualmente no nascer do sol (Massara et al., 2018A).

Para calcular o coeficiente de sobreposição da atividade de espécies potencialmente competidoras (Ridout & Linkie 2009) utilizamos o pacote Overlap (Meredith & Ridout, 2014). Este coeficiente varia entre 0 (ausência de sobreposição) e 1 (total sobreposição) e para estimá-lo foi utilizado o estimador Δ_1 , sugerido para espécies com baixo número de registros (Meredith & Ridout, 2014). A sobreposição foi considerada baixa se $\Delta \leq 0.50$, moderada se $0.50 \leq \Delta \leq 0.60$ e alta se $\Delta \leq 0.60$ (Massara et al., 2018A). Os intervalos de confiança 95% foram obtidos através de 10,000 bootstrap. Finalmente, utilizamos o teste Mardia-Watson-Wheeler (W) implementado no programa R através do pacote Circular (Agostinelli and Lund, 2013), para comparar a distribuição dos registros dentro das 24 horas do dia entre as espécies potencialmente competidoras.

RESULTADOS

Para avaliar a coocorrência entre as espécies de gatos utilizamos 45 detecções de jaguatiricas e 93 detecções de gatos-do-mato. Na primeira etapa das análises, para jaguatiricas as covariáveis de ocupação consideradas mais importantes foram a grupo da unidade de conservação (efeito positivo para proteção integral) e o cerrado sentido restrito (efeito negativo); mas nenhuma covariável de detecção foi considerada importante para a espécie (tabela 4). Para gato-do-mato nenhuma covariável de ocupação ou detecção teve

efeito importante nas estimativas. Na segunda etapa das análises não encontramos evidência de repartição espacial entre estes felinos. O modelo com parâmetros $\psi_{BA}=\psi_{Ba}$ (a ocupação do gato-do-mato não é influenciada pela presença da jaguatirica) teve suporte elevado ($\Delta AICc < 2$) (tabela 5). Os resultados da média de modelos (model averaging) ψ_{BA} (0.41 ± 0.24), ψ_{Ba} (0.38 ± 0.23) e o valor de SIF (1.09 ± 0.23) confirmam a seleção de modelos e indica também a inexistência de um antagonismo espacial entre jaguatirica e gato-do-mato (tabela 6). Entretanto, os parâmetros de detecção estimados para gato-do-mato [p_B (0.18 ± 0.04) < r_{BA} (0.27 ± 0.1) = r_{Ba} (0.27 ± 0.1)], indicam um aumento na detecção do felino menor na presença de jaguatiricas. Finalmente, conforme os parâmetros estimados r_{BA} (0.27 ± 0.1) = r_{Ba} (0.27 ± 0.1), a detecção ou não da jaguatirica é irrelevante para a detecção do gato-do-mato em uma mesma ocasião, quando ambas as espécies estão presentes

Tabela 4. Estimativas de ocupação (Ψ) e detecção (p) para espécies de carnívoros através de modelos de ocupação simples em áreas de Cerrado. Para cachorro-do-mato foi considerada a Ψ condicional do lobo-guará nos modelos. Estão apresentadas as covariáveis mais influentes (peso acumulado > 50%), os valores de beta e seus respectivos SE.

	ψ	p	Melhores covariáveis	Peso acumulado (AICc weights)	Beta	SE
Lobo-guará*	0.02	0.22	UC (ψ)	0.99	0.88	0.43
C.-do-mato	0.27	0.21	UC (ψ)	0.83	-0.75	0.23
			UC (p)	0.95	-0.23	0.07

UC: categoria de unidade de conservação; CS: cerrado sentido restrito;

* Foi estimada a Ψ condicional do lobo-guará nos pontos amostrais (0.5-1)

Tabela 5. Resultados da seleção de modelos para modelos de coocorrência entre mamíferos carnívoros avaliados em áreas de Cerrado. Estão apresentados os seis melhores modelos ranqueados para cada interação.

Modelo	AICc	Δ AICc	AICc Weights	M. L.	K	Deviance
jaguatirica versus gato-do-mato (total de modelos=105)						
$\Psi A^1 \neq \Psi BA = \Psi Ba$ $pA=rA$ $pB \neq rBA=rBa$	1054.43	0	0.371	1	7	1040.12
$\Psi A^1 \neq \Psi BA \neq \Psi Ba$ $pA=rA$ $pB \neq rBA \neq rBa$	1056.49	2.06	0.132	0.36	8	1040.10
$\Psi A^1 \neq \Psi BA \neq \Psi Ba$ $pA=rA$ $pB \neq rBA=rBa$	1056.51	2.08	0.130	0.35	8	1040.12
$\Psi A^1 \neq \Psi BA \neq \Psi Ba$ $pA \neq rA$ $pB=rBA=rBa$	1057.40	2.97	0.083	0.22	6	1045.18
$\Psi A^1 \neq \Psi BA = \Psi Ba$ $pA \neq rA$ $pB \neq rBA \neq rBa$	1058.34	3.91	0.052	0.14	9	1039.85
$\Psi A^1 \neq \Psi BA = \Psi Ba$ $pA=rA$ $pB=rBA=rBa$	1058.54	4.11	0.047	0.12	5	1048.38

ψA = ocupação de jaguatiricas; ψBA = ocupação de gatos-do-mato quando jaguatiricas estão presentes; ψBa = ocupação de gatos-do-mato quando jaguatiricas estão ausentes ; rA = detecção de jaguatiricas quando gatos-do-mato estão presentes pA =detecção de jaguatiricas quando gatos-do-mato estão ausentes; pB = Detecção de gatos-do-mato quando jaguatiricas estão ausentes rBA = Detecção de gatos-do-mato quando jaguatiricas estão presentes e detectadas; rBa = detecção de gatos-do-mato quando jaguatiricas estão presentes mas não detectadas; 1 = covariáveis de ocupação categoria de unidade Conservação e cerrado sentido restrito.

Tabela 6. Parametros obtidos através do modelo com maior suporte para análise de coocorrência ntre jaguatirica e gato-do-mato. Os resultados da media dos modelos (model averaging) utilizando todo o conjunto de modelos também está apresentado.

Modelo								
$\Psi A^1 \neq \Psi BA = \Psi Ba$ $pA=rA$ $pB \neq rBA=Rba$								
ΨA	ΨBA	ΨBa	pA	rA	pB	rBA	rBa	SIF
0.08 (0.03)	0.39 (0.07)	0.39 (0.07)	0.18 (0.04)	0.18 (0.04)	0.11 (0.02)	0.30 (0.07)	0.30 (0.07)	1.00 (0.0)
Model averaging								
ΨA	ΨBA	ΨBa	pA	rA	pB	rBA	rBa	SIF
0.08 (0.03)	0.41 (0.24)	0.38 (0.23)	0.18 (0.04)	0.18 (0.04)	0.12 (0.03)	0.27 (0.1)	0.27 (0.1)	1.09 (0.23)

Para análise do padrão de atividade entre os felinos, utilizamos 63 registros de jaguatiricas e 139 registros de gatos-do-mato. As duas espécies apresentaram padrões de atividade predominantemente noturnos (jaguaririca $U=156$, $p<0.001$; gato-do-mato $U=167$, $p<0.001$). Foi observado um alto coeficiente de sobreposição de atividade entre estes dois felinos $\Delta_1=0.73$ (CI 0.64 a 0.84 - figura 2), e o teste de Mardia-Watson-Wheeler não apontou dissimilaridade entre os padrões de atividade ($W=5.424$; d.f=2; $p=0.066$).

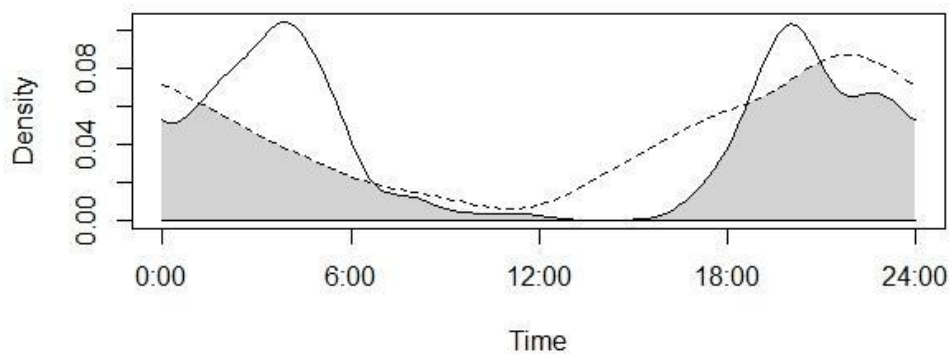


Figura 2. Sobreposição dos padrões de atividade de jaguatiricas e gatos-do-mato a partir do cálculo do coeficiente de densidade ($\Delta_1=0.73$). A linha pontilhada indica o padrão de atividade de jaguatiricas; a linha contínua indica o padrão de atividade de gatos-do-mato.

Para investigar a interação espacial entre as duas espécies de canídeos utilizamos 40 detecções de lobo-guará e 109 detecções de cachorro-do-mato. Para obter a Ψ condicional de lobo-guará utilizamos somente a covariável de ocupação categoria de unidade de conservação (efeito positivo para proteção integral) (tabela 4). Não existe evidência da influência da Ψ condicional de lobo-guará nas estimativas de ocupação e detecção do cachorro-do-mato (Tabela 4 e 7). Para esta espécie, a categoria de unidade

de conservação foi considerada a única covariável importante para suas estimativas de ocupação e detecção (efeito negativo para proteção integral) (tabela 4). Além disto, foi observada incerteza na seleção de modelos, com diversos apresentando suporte considerável ($\Delta AICc < 2$ - tabela 7).

Tabela 7. Resultados de seleção AICc para cachorro-do-mato considerando Ψ condicional de lobo-guará em áreas de Cerrado. Os seis modelos melhor ranqueados estão presentes

Modelo	AIC	Δ AIC	AICc Weights	M. L.	K	Deviance
Ψ (UC) p(UC, gado)	738.16	0	0.003	1	5	728
Ψ (UC,VR) p(UC, gado)	738.42	0.26	0.003	0.87	6	726.2
Ψ (UC) p(UC, trilha)	738.64	0.48	0.002	0.78	5	728.48
Ψ (UC, CS) p(UC, gado)	738.69	0.53	0.002	0.76	6	726.47
Ψ (UC,CD) p(UC, gado)	738.76	0.6	0.002	0.73	6	726.54
Ψ (UC, VR) p(UC, trilha)	738.88	0.72	0.002	0.69	6	726.66

Covariáveis utilizadas nos modelos: UC (categoria de unidade de conservação); VR (vegetação ripícula); CS (cerrado sentido restrito); CD (cerrado denso).

Para as análises de padrão de atividade entre canídeos, utilizamos 43 registros de lobo-guará e 224 registros de cachorro-do-mato. As duas espécies apresentaram padrões de atividade predominantemente noturnos (lobo-guará $U=171$ $0.001 < p\text{-value} < 0.01$; cachorro-do-mato $U=168$ $p < 0.001$). Foi observado um elevado coeficiente de sobreposição de atividade $\hat{\Delta}_i=0.81$ (CI 0.74 to 0.94) (figura 3) e o teste de Mardia-Watson-Wheeler também não apontou dissimilaridade entre os padrões de atividade ($W=5.419$; d.f=2 $p=0.067$).

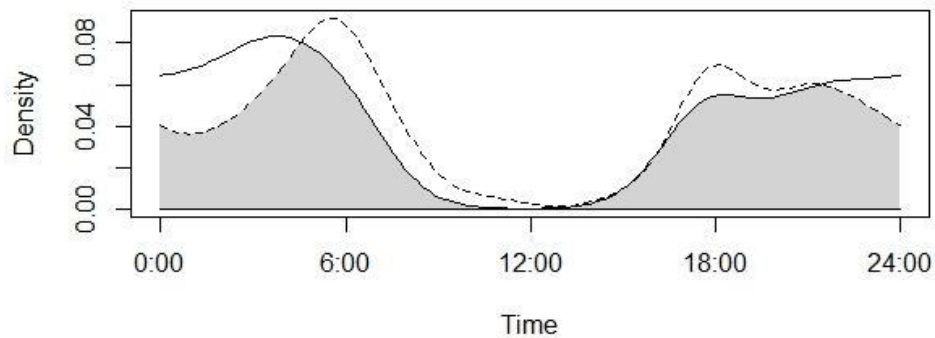


Figura 3. Sobreposição de padrões de atividade entre lobos-guará e cachorros-do-mato a partir do cálculo do coeficiente de densidade ($\Delta_1=0.81$). A linha pontilhada indica o padrão de atividade de lobos-guará; a linha contínua indica o padrão de atividade de cachorros-do-mato.

DISCUSSÃO

Não observamos uma repartição de nicho espacial e temporal evidente entre os pares de carnívoros aqui avaliados. O processo de competição pode não ser evidente em algumas comunidades de carnívoros (Gompper et al., 2016; Davis et al., 2018). De maneira geral, além de antagonismo espacial, a existência de diversas dimensões de nicho pode também favorecer a coexistência entre estes mamíferos (Pianka, 1974; Yackulic et al., 2014). A estrutura de uma comunidade pode depender, além de interações entre espécies, também de requerimentos diferenciados de recursos (Leibold et al., 2004). Chama-se a atenção para três dimensões do nicho: o uso diferenciado de habitat (Gompper et al., 2016), a existência de repartição temporal (Di Bitetti et al., 2009; Oliveira-Santos et al., 2012; Massara et al., 2016), dietas e estratégias de forrageio diferenciadas (Wang, 2002; Bueno & Motta-Junior, 2004; de Cassia Bianchi et al., 2014).

Portanto, outros mecanismos, além de antagonismo espacial ou temporal, podem estar favorecendo a coexistência dos carnívoros aqui estudados. Neste trabalho não

encontramos um efeito negativo evidente da jaguatirica sobre o gato-do-mato; de forma similar aos felinos, para os canídeos aqui avaliados, não observamos um antagonismo evidente, a presença do lobo-guará não exerce influência negativa nas estimativas obtidas para o cachorro-do-mato. Por exemplo, já foi observado em comunidades de carnívoros da América do Norte, que um antagonismo comportamental pode ser menos importante que o uso diferenciado de habitat para promover a diversidade de espécies (Gompper et al., 2016). Na região Neotropical também já foi observada uma fraca ou inexistente repartição espacial entre carnívoros (Davis et al., 2010; Sollmann et al., 2012; Massara et al., 2016; Nagy-Reis et al., 2017), sendo que, ao menos para os canídeos, diferenças na dieta parecem ter um papel importante na coexistência entre espécies (Juarez & Marinho-Filho, 2002; De Almeida Jácomo et al., 2004). Para carnívoros africanos, a coexistência entre espécies também é bastante complexa e multi-dimensional, envolvendo diversos fatores além de antagonismo comportamental propriamente dito, como, por exemplo, disponibilidade de presas potenciais e estrutura da paisagem local (Schuette et al., 2013; Périquet et al., 2015; Davis et al., 2018).

Em uma escala mais ampla, já foi proposto que as semelhanças nos requerimentos ecológicos entre carnívoros talvez atuem mais favorecendo a coocorrência do que causando exclusão competitiva (Davis et al., 2010; Davis et al., 2018). Ou seja, afinidades de habitat podem influenciar padrões de ocorrência entre espécies em escalas espaciais maiores. Provavelmente o efeito da competição possa ser mais facilmente identificado quando grandes predadores de topo estão presentes, em interações top-down mais evidentes (Davis et al., 2018). Dentro deste contexto, o presente trabalho utilizou dados oriundos de armadilhas fotográficas e análises de coocorrência, que permitem inferências sobre competição em uma escala de macrohabitat (Davis et al., 2018). Porém, a repartição de nicho pode ocorrer também em escalas menores (Bischof et al., 2014), sendo que, em

alguns casos, a resposta comportamental de mamíferos carnívoros pode estar ocorrendo em uma escala muito mais refinada (Dröge et al., 2016; Swanson et al., 2016), dificultando sua detecção. Por exemplo, em comunidades de carnívoros africanos, já foi observado que guepardos *Acinonyx jubatus* podem coexistir nos mesmos habitats que leões *Panthera leo*, mas nunca sendo observados em pontos onde leões estiveram em um intervalo menor que 12 horas (Swanson et al., 2016).

A ausência de antagonismo espacial evidente entre pequenos felinos Neotropicais simpátricos já foi reportada anteriormente (Massara et al., 2016; Nagy-Reis et al., 2017). Entretanto, em nossa região de estudo existe uma maior densidade de gatos-do-mato (4.1 a 9.1 indivíduos/100 km²), do que jaguatiricas (1.6 a 2.8 indivíduos/100 km²) (Oliveira MJR dados não publicados – capítulo 1 desta tese), o que sugere que talvez a baixa abundância da espécie dominante aliviaria a pressão sobre gatos-do-mato, como prediz o “efeito pardalis” (Oliveira et al., 2010). Se considerarmos o esforço amostral neste trabalho suficiente, o gato-do-mato simplesmente pode estar melhor adaptado à vegetação mais aberta do Cerrado. Segregação de uso de habitats pode ser um excelente mecanismo de coexistência entre carnívoros (Gompper et al., 2016; Davis et al., 2018). Em geral, a jaguatirica prefere áreas com maior produtividade e cobertura vegetal (Sunquist & Sunquist 2002; Jackson et al., 2005; Haines et al., 2006; Di Bitetti et al., 2008), o que é escasso na área de estudo. Além dessas diferenças potenciais no uso de habitats, encontramos evidências que as jaguatiricas tendem a selecionar áreas protegidas mais restritas, o mesmo padrão encontrado em região florestal (Di Bitetti et al., 2010), enquanto o gato-do-mato é indiferente ao tipo de unidade de conservação. Outra possibilidade a ser explorada, talvez a baixa densidade de jaguatiricas na região do presente estudo não seria suficiente para afetar a distribuição do gato-do-mato, de forma que uma fuga espacial evidente não seria necessária.

É importante ter cautela antes de correlacionar padrões observados em um estudo observacional com algum processo ecológico (MacKenzie et al., 2004). Mas contrariando nossa predição de interação negativa, foi encontrada uma resposta positiva da detecção de gatos-do-mato a partir da presença de jaguatiricas. Este mesmo resultado já foi observado para o gato-do-mato *Leopardus guttulus*, que também tem maior probabilidade de detecção na presença de jaguatiricas e de gatos-macarajá *Leopardus wiedii* (Nagy-Reis et al., 2017). *L. guttulus* é uma espécie recentemente separada do *L. tigrinus* (Trigo et al., 2013), sendo morfologicamente (e provavelmente ecologicamente) muito semelhante à última. Conforme sugerido por Nagy-Reis e colaboradores (2017), talvez os gatos possam ser atraídos pelas marcações territoriais de outras espécies, um comportamento característico entre felinos, influenciando positivamente as suas detecções. Existe ainda a possibilidade de ambas espécies, devido à similaridade filogenética, estarem respondendo de forma similar a aspectos ambientais da área de estudo. Pode existir uma certa sobreposição de dieta entre estes gatos (Wang, 2002), portanto, é possível que a disponibilidade de presas em comum esteja direcionando uma maior detecção do gato-do-mato, mesmo em locais ocupados pela jaguatirica. Portanto além de alívio causado pelo baixo número populacional de jaguatiricas, afinidades na escolha de habitats ótimos ou padrões comportamentais, podem ser a causa desta resposta positiva entre espécies.

A repartição temporal é outra dimensão do nicho que pode influenciar a coexistência entre carnívoros neotropicais (Di Bitetti et al., 2009; de Oliveira et al., 2010; Oliveira-Santos et al., 2012; Massara et al., 2016). Entretanto, o padrão de atividade de carnívoros, além de receber influência de competidores potenciais (Kitchen et al., 1999; Hayward & Slotow, 2009; Lucherini et al., 2009), pode também responder à presença e atividade de presas (Cozzi et al., 2012; Foster et al., 2013). De maneira geral, levando em consideração a existência de outros fatores, espécies que possuem menos sobreposição

nos padrões de atividade possuem maior probabilidade de coocorrência (Kronfeld-Schor & Dayan, 2003; Bischof et al., 2014). Porém, contrariando nossa previsão de antagonismo, para a dupla de felinos encontramos uma alta sobreposição entre os padrões de atividade ($\Delta_1=0.73$), que foram predominantemente noturnos e distribuídos de forma similar ao longo das 24 horas do dia. Entretanto, em trabalhos realizados com o *L.guttulus*, foi observado que o comportamento tanto diurno quanto noturno desta espécie em determinadas regiões, poderia ser reflexo de fuga temporal de jaguatiricas, que possuem normalmente uma padrão de atividade predominantemente noturno (Oliveira-Santos et al., 2012; Massara et al., 2016). A baixa densidade de jaguatiricas na região (Oliveira MJR dados não publicados - capítulo 1 desta tese), também pode ser uma hipótese a ser considerada para explicar a sobreposição entre padrões de atividade, não sendo necessária uma fuga temporal evidente do gato-do-mato.

Para o par de canídeos aqui avaliados, já foi observado que o lobo-guará em algumas regiões exibem preferência por áreas abertas (Coelho et al., 2008) e o cachorro-do-mato é normalmente mais generalista em termos de uso de habitat (Juarez & Marinho-Filho, 2002; de Almeida Jácomo et al., 2004; Di Bitetti et al., 2009). Mas esta diferenciação provavelmente não seria causada por uma competição espacial evidente, mas sim pelas preferências ecológicas de cada animal. Neste estudo observamos que o lobo-guará pode ser melhor detectado dentro de áreas de proteção restrita, e, ao contrário, o cachorro-do-mato tende a ocupar APAs, categoria de UC ao menos nesta região de estudo menos protegidas que as UCs integrais. A grande diferença de tamanho corporal entre o lobo-guará (≈ 23 kg) e o cachorro-do-mato (≈ 7 kg), também potencialmente minimiza a sobreposição de nicho entre as espécies. Isto seria refletido em requerimentos ecológicos diferentes, principalmente em termos de dieta. Por exemplo, apesar de possuírem certo grau de sobreposição no nicho alimentar, o lobo-guará tende a consumir

presas de maior porte (Juarez & Marinho-Filho 2002; Bueno & Motta-Junior, 2004; de Almeida Jacomo et al., 2004). Por outro lado, a grande diferença de tamanho, pode potencializar interações negativas em possíveis encontros diretos entre as espécies (Palomares & Caro, 1999; Davis et al., 2018).

Os padrões de atividade das duas espécies de canídeos foram predominantemente noturnos, como em outras áreas da sua distribuição (de Almeida Jácomo et al., 2004; Sábato et al., 2006), com elevada sobreposição temporal ($\Delta_1=0.81$) e sem evidência de dissimilaridade na distribuição da atividade ao longo das 24 hs do dia. Portanto, consideramos que não existe repartição temporal entre estas duas espécies na área de estudo. Resultado similar já foi observado em outra área de Cerrado, com a mesma sobreposição temporal sendo encontrada entre estes dois canídeos (de Almeida Jácomo et al., 2004). É interessante notar que entre o cachorro-do-mato e o graxaim-do-campo (*Lycalopex gymnocercus*) – espécies mais similares em termos de tamanho - foi observada repartição temporal, com o graxaim apresentando mais atividade diurna na presença do cachorro-do-mato, o que em tese facilitaria a coexistência entre as espécies (Di Bitetti et al., 2009). Portanto reforça a sugestão que a diferença entre tamanhos entre o lobo-guará e o cachorro-do-mato favorece a coexistência entre estas espécies.

De maneira geral para os carnívoros aqui estudados, as altas taxas de desmatamento no Cerrado (Rocha et al., 2012) e a perda da vegetação nativa compõem uma das maiores ameaças para a conservação dos grandes mamíferos (Costa et al., 2005). Em um contexto com forte presença humana, a relação entre espécies de carnívoros que compartilham algum grau de sobreposição espacial, temporal ou alimentar pode ser afetada (Carter et al., 2012; Schuette et al., 2013). Alterações no uso da terra especialmente nas áreas fora de unidades de conservação de proteção integral são a maior

preocupação para a comunidade carnívoros local, e conseqüentemente para as espécies aqui estudadas.

Neste estudo, observamos que a baixa densidade de jaguatiricas na região (Oliveira MJR dados não publicados - capítulo 1 desta tese), aliada a possíveis diferenças em uma escala mais refinada, talvez contribuam para a coexistência entre gatos-do-mato e jaguatiricas nas áreas de estudo. Mas encontramos evidências que o gato-do-mato poderia ser mais detectado na presença de jaguatiricas, padrão que precisa ser também investigado em outras regiões de estudo. Para os canídeos, este trabalho mostra que o antagonismo espacial e temporal é fraco ou inexistente entre as espécies analisadas, provavelmente pela diferença em tamanho, refletida também em outras dimensões de nicho. Em resumo, os resultados aqui encontrados indicam que além de antagonismo comportamental propriamente dito, vários outros fatores podem influenciar a coexistência destas espécies. Para possibilitar avaliar se os padrões aqui encontrados e as hipóteses levantadas são recorrentes em áreas de Cerrado são necessários mais estudos no bioma assim como em outras regiões, gerando informações em um gradiente de diferentes habitats e cenários. Além disto, outros designs amostrais podem ser sugeridos para melhor detecção das espécies aqui avaliadas.

REFERÊNCIAS

- Ahumada, J. A., et al. 2011. Community structure and diversity of tropical forest mammals: data from a global camera trap network. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 366:2703-11.
- Agostinelli, C., Lund, U., 2013. R package ‘circular’: Circular Statistics (version 0.4-7). URL <https://r-forge.r-project.org/projects/circular>.
- Arim, M., & P. A. Marquet. 2004. Intraguild predation: a widespread interaction related to species biology. *Ecology Letters* 7:557-564.
- Bailey, L. L., D. I. Mackenzie, J. D. Nichols, & E. Cooch. 2014. Advances and applications of occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution* 5:1269-1279.
- Bailey, L. L., J. A. Reid, E. D. Forsman, & J. D. Nichols. 2009. Modeling co-occurrence of northern spotted and barred owls: Accounting for detection probability differences. *Biological Conservation* 142:2983-2989.
- Bischof, R., Ali, H., Kabir, M., Hameed, S., Nawaz, M.A., 2014. Being the underdog: an elusive small carnivore uses space with prey and time without enemies. *J. Zool.* 293, 40–48.
- Brasil, 2002. SNUC-Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza-Lei 9985, de 2000. (acessado 20 de Maio de 2018) http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9985.htm
- Brasil, P., 2004. Programa de ação nacional de combate à desertificação e mitigação dos efeitos da seca. Ministério do Meio Ambiente. Brasília.
- Biodiversidade, I. C. M. D. C. D. 2016. Sumário Executivo-Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

- Brown, J. 1986. Body size, ecological dominance and Cope's rule. *Nature* 324:248-250.
- Bueno, A. D. A., & J. C. Motta-Junior. 2004. Food habits of two syntopic canids, the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*) and the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), in southeastern Brazil. *Revista Chilena de Historia Natural* 77:5-14.
- Burnham, K. P., & D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer Science & Business Media
- Cabús, R., 2015. Tropsolar 5.0. Grupo de Pesquisa em Iluminac_ão (GRILU). Maceió, Brasil (acessado 16 de Abril de 2018) <http://www.ctec.ufal.br/grupopesquisa/grilu/>
- Caro, T., & C. J. Stoner. 2003. The potential for intraspecific competition among African carnivores. *Biol Conserv* 110:67-75.
- Carter, N.H., Shrestha, B.K., Karki, J.B., Pradhan, N.M.B., Liu, J., 2012. Coexistence between wildlife and humans at fine spatial scales. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 201210490
- Carranza, T., A. Balmford, V. Kapos, & A. Manica. 2013. Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: the Brazilian Cerrado. *Conservation Letters*, 7, 216-223.
- Coelho, C. M., et al. 2008. Habitat use by wild maned wolves (*Chrysocyon brachyurus*) in a transition zone environment. *Journal of Mammalogy* 89:97-104.
- Costa, L.P., Leite, Y.L.R., Mendes, S.L., Ditchfield, A.D., 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. *Megadiversidade* 1, 103–112.
- Cotgreave, P. 1993. The relationship between body size and population abundance in animals. *Trends in Ecology & Evolution* 8,244-248.
- Cozzi, G., BroekhuiS, F., Mcnutt, J.W., Turnbull, L. A. Macdonald, D. W. Schmid, B., 2012. Fear of the dark or dinner by moonlight? Reduced temporal partitioning

- among Africa's large carnivores. *Ecology* 93, 2590–2599.
- Crooks, K. R., & M. E. Soulé. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400,563.
- Davis, M.L., Kelly, M.J., Stauffe, D.F., 2010. Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize. *Anim. Conserv.* 1–10.
- Davis, C., Lindsey, N., Rich, Z., Farris, J., 2018. Ecological correlates of the spatial co-occurrence of sympatric mammalian carnivores worldwide. *Ecol. Lett.* 2018
- De Almeida Jacomo, A. T., L. Silveira, & J. a. F. Diniz-Filho. 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.
- De Cassia Bianchi, R., R. C. Campos, N. L. Xavier-Filho, N. Olifiers, M. E. Gompper, & G. Mourão. 2014. Intraspecific, interspecific, and seasonal differences in the diet of three mid-sized carnivores in a large neotropical wetland. *Acta theriologica* 59,13-23.
- Di Bitetti, M. S., A. Paviolo, & C. De Angelo. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic Forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology* 270,153-163.
- Di Bitetti, M. S., C. D. De Angelo, Y. E. Di Blanco, & A. Paviolo. 2008. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the ocelot (*Leopardus pardalis*). *Journal of Tropical Ecology* 24,189-200.
- Di Bitetti, M. S., J. A. Pereira, Y. E. Di Blanco, A. Paviolo, & I. J. Pérez. 2009. Time partitioning favors the coexistence of sympatric crab-eating foxes (*Cerdocyon*

- thous*) and pampas foxes (*Lycalopex gymnocercus*). *Journal of Mammalogy* 90,479-490.
- Di Bitetti, M. S., C. D. De Angelo, Y. E. Di Blanco, & A. Paviolo. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36,403-412.
- Dillon, A., & M. J. Kelly. 2007. Ocelot *Leopardus pardalis* in Belize: the impact of trap spacing and distance moved on density estimates.
- Donadio, E., & S. W. Buskirk. 2006. Diet, morphology, and interspecific killing in Carnivora. *The American Naturalist* 167,524-536.
- Dröge, E., Creel, S., Becker, M. S., & M'soka, J. (2016). Spatial and temporal avoidance of risk within a large carnivore guild. *Ecology and Evolution* 7, 189–199
- Drummond, G.M., Martins, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A., Antonini, Y., 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Belo Horiz. Fundação Biodiversitas.
- Elmhagen, B., G. Ludwig, S. P. Rushton, P. Helle, & H. Linden. 2010. Top predators, mesopredators and their prey: interference ecosystems along bioclimatic productivity gradients. *J Anim Ecol* 79,785-94.
- Erb, P.L., McShea, W.J., Guralnick, R.P., 2012. Anthropogenic influences on macro-level mammal occupancy in the Appalachian Trail corridor. *PLoS One* 7: e42574.
- Fedriani, J. M., T. K. Fuller, R. M. Sauvajot, & E. C. York. 2000. Competition and intraguild predation among three sympatric carnivores. *Oecologia* 12,:258-270.
- Ferreira, G. B., et al. 2017. Assessing the conservation value of secondary savanna for large mammals in the Brazilian Cerrado. *Biotropica* 49,734-744.
- Ferreira, G. B., & M. J. R. Oliveira. 2014. Discovering mammals – a guide to the species of northern Minas Gerais. 1 st edition. Biografia, Januária.

- Foster, V.C., Sarmiento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A.T., Negrões, N., ... & Silveira, L., 2013. Jaguar and Puma Activity Patterns and Predator-Prey Interactions in Four Brazilian Biomes. *Biotropica* 3, 373–379.
- Fundação Pró-Natureza, 2008. Plano de Desenvolvimento Territorial de Base Conservacionista do Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu.
- Gerber, B.D., Karpanty, S.M., Randrianantenaina, J., 2012. Activity patterns of carnivores in the rain forests of Madagascar: implications for species coexistence. *J. Mammal.* 93, 667–676.
- Gompper, M. E., D. B. Lesmeister, J. C. Ray, J. R. Malcolm, & R. Kays. 2016. Differential Habitat Use or Intraguild Interactions: What Structures a Carnivore Community? *PLoS One* 11:e0146055.
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S.C., Ostro, L.E.T., Doncaster, C.P., 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mamm. Biol.* 76, 320–324.
- Hayward, M.W., Slotow, R., 2009. Temporal partitioning of activity in large African carnivores: tests of multiple hypotheses. *South African J. Wildl. Res.* 39, 109–125.
- Haines, A. M., L. I. Grassman, M. E. Tewes, & J. E. Janečka. 2006. First ocelot (*Leopardus pardalis*) monitored with GPS telemetry. *European Journal of Wildlife Research* 52,216-218.
- Hines, J. E. 2006. Program PRESENCE. See <http://www.mbrpwrc.usgs.gov/software/doc/presence/presence.html>.
- Hunter, J., & T. Caro. 2008. Interspecific competition and predation in American carnivore families. *Ethology Ecology & Evolution* 20,295-324.

- Jackson, V. L., L. L. Laack, & E. G. Zimmerman. 2005. Landscape Metrics Associated with Habitat Use by Ocelots in South Texas. *The Journal of Wildlife Management*:733-738.
- Juarez, K. M., & J. Marinho-Filho. 2002. Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. *Journal of Mammalogy* 83,925-933.
- Kitchen, A.M., Gese, E.M., Schauster, E.R., 1999. Resource partitioning between coyotes and swift foxes: space, time, and diet. *Can. J. Zool.* 77, 1645–1656.
- Kronfeld-Schor, N., & T. Dayan. 2003. Partitioning of time as an ecological resource. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst* 34,153-81.
- Leibold, M.A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J.M., Hoopes, M.F., Holt, R.D., Shurin, J.B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., Gonzalez, A., 2004. The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecol. Lett.* 7, 601–613.
- Lesmeister, D. B., C. K. Nielsen, E. M. Schaubert, & E. C. Hellgren. 2015. Spatial and temporal structure of a mesocarnivore guild in midwestern north America. *Wildlife Monographs* 191,1-61.
- Linnell, J. D., & O. Strand. 2000. Interference interactions, co-existence and conservation of mammalian carnivores. *Diversity and Distributions* 6,169-176.
- Lucherini, M., Reppuci, J.I., Walker, R.S., Villalba, M.L., Wursten, A., Gallardo, g., Iriarte, A., Villalobos, R., Perovic, P., 2009. Activity pattern segregation of carnivores in the High Andes. *J. Mammal.* 90, 1404–1409.
- Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, J. Andrew Royle, & C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83,2248-2255.

- Mackenzie, D. I., & L. L. Bailey. 2004. Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9,300-318.
- Mackenzie, D. I., L. L. Bailey, & J. Nichols. 2004. Investigating species co-occurrence patterns when species are detected imperfectly. *Journal of Animal Ecology* 73,546-555.
- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Royle, A.J., Pollock, K.H., Bailey, L.L., Hines, J.E., 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier
- Marinho-Filho, J., F. H. Rodrigues, & K. M. Juarez. 2002. The Cerrado mammals: diversity, ecology, and natural history. *The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna*:266-284.
- Marinho, P.H., Bezerra, D., Antongiovanni, M., Fonseca, C.R., Venticinque, E.M., 2017. Estimating occupancy of the Vulnerable northern tiger cat *Leopardus tigrinus* in Caatinga drylands. *Mammal Research*, 63, 33-42.
- Massara, R. L., A. M. O. Paschoal, L. L. Bailey, P. F. Doherty, & A. G. Chiarello. 2016. Ecological interactions between ocelots and sympatric mesocarnivores in protected areas of the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy* 97,1634-1644.
- Massara, R. L., Paschoal, A.M. de O. Bailey, L.L., Doherty, P.F., Frias Barreto, M. & Chiarello, A.G.. 2018. Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots in protected areas of Atlantic Forest. *Mammalian Biology* 92, 86-93 A
- Massara, R.L., Paschoal, A.M. de O., L. Bailey, L., F. Doherty Jr, P., Hirsch, A., G. Chiarello, A., 2018. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica* 50, 125–134. B

- Meredith, M., & M. Ridout. 2014. overlap: Estimates of coefficient of overlapping for animal activity patterns. R package version 0.2 4.
- MMA, M. D. M. A., & Ibama. 2005. Plano de Manejo do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu. Ministério do Meio Ambiente Brasília/IBAMA, Brasília.
- Moreno, R. S., R. W. Kays, & R. Samudio Jr. 2006. Competitive release in diets of ocelot (*Leopardus pardalis*) and puma (*Puma concolor*) after jaguar (*Panthera onca*) decline. *Journal of Mammalogy* 87,808-816.
- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. Da Fonseca, & J. Kent. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403,853.
- Nagy-Reis, M. B., J. D. Nichols, A. G. Chiarello, M. C. Ribeiro, & E. Z. Setz. 2017. Landscape Use and Co-Occurrence Patterns of Neotropical Spotted Cats. *PLoS One* 12:e0168441.
- Oliveira, T. G. de, et al. 2010. Ocelot ecology and its effect on the small-felid guild in the lowland neotropics. *Biology and conservation of wild felids* (D.W. Macdonald & A.J. Loveridge, eds). Oxford University Press, New York.:559-580.
- Oliveira, T. G. de, & J. A. Pereira. 2014. Intraguild Predation and Interspecific Killing as Structuring Forces of Carnivoran Communities in South America. *Journal of Mammalian Evolution* 21,427-436.
- Oliveira, U., et al. 2017. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Sci Rep* 7,9141.
- Oliveira-Santos, L. G. R., M. E. Graipel, M. A. Tortato, C. A. Zucco, N. C. Cáceres, & F. V. B. Goulart. 2012. Abundance changes and activity flexibility of the oncilla, *Leopardus tigrinus* (Carnivora: Felidae), appear to reflect avoidance of conflict. *Zoologia (Curitiba)*.

- Palomares, F., & T. M. Caro. 1999. Interspecific killing among mammalian carnivores. *The American Naturalist* 153:492-508.
- Penido, G., Astete, S., Furtado, M.M., Jácomo, A.T. de A., Sollmann, R., Torres, N., Silveira, L., Marinho Filho, J., 2016. Density of ocelots in a semiarid environment in northeastern Brazil. *Biota Neotrop.* 16, 2–5. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2016-0168>
- Pereira, S. B., F. F. Pruski, D. D. Silva, & M. M. Ramos. 2007. Estudo do comportamento hidrológico do Rio São Francisco e seus principais afluentes. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 11:615-622.
- Périquet, S., Fritz, H., Revilla, E., 2015. The Lion King and the Hyaena Queen: large carnivore interactions and coexistence. *Biol. Rev.* 90, 1197–1214.
- Pianka, E. R. 2010. Niche Overlap and Diffuse Competition. *Proceedings of the National Academy of Science* 71:2141-2145.
- Prugh, L. R., et al. 2009. The rise of the mesopredator. *Bioscience* 59:779-791.
- R Core Team, 2013. R: a Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.
- Ribeiro, J., & B. Walter. 2008. As principais fitofisionomias do bioma cerrado Cerrado: Ecologia e flora. (S.M. Sano; S.P. Almeida; J.F. Ribeiro, eds.). Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.
- Richards, S.A., 2002. Temporal partitioning and aggression among foragers: modeling the effects of stochasticity and individual state. *Behav. Ecol.* 13, 427–438.

- Richmond, O. M., J. E. Hines, & S. R. Beissinger. 2010. Two-species occupancy models: a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails. *Ecological Applications* 20:2036-2046.
- Ridout, M. S., & M. Linkie. 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 14:322-337.
- Ritchie, E. G., & C. N. Johnson. 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecol Lett* 12:982-98.
- Rocha, G. F., L. G. Ferreira, N. C. Ferreira, & M. E. Ferreira. 2012. Detecção de desmatamentos no bioma Cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. *Revista Brasileira de Cartografia*.
- Roemer, G. W., M. E. Gompper, & B. Van Valkenburgh. 2009. The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *BioScience* 59:165-173.
- Rovero, F., & A. R. Marshall. 2009. Camera trapping photographic rate as an index of density in forest ungulates. *Journal of Applied Ecology* 46:1011-1017.
- Russell, J. C., V. Lecomte, Y. Dumont, & M. Le Corre. 2009. Intraguild predation and mesopredator release effect on long-lived prey. *Ecological Modelling* 220:1098-1104.
- Rylands, A. B., & K. Brandon. 2005. Brazilian protected areas. *Conservation biology* 19:612-618.
- Sábato, M. a. L., L. F. B. De Melo, E. M. V. Magni, R. J. Young, & C. M. Coelho. 2006. A note on the effect of the full moon on the activity of wild maned wolves, *Chrysocyon brachyurus*. *Behavioural processes* 73:228-230.

- Schoener, T. W. 1982. The controversy over interspecific competition: despite spirited criticism, competition continues to occupy a major domain in ecological thought. *American Scientist* 70:586-595.
- Schuette, P., A. P. Wagner, M. E. Wagner, & S. Creel. 2013. Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures. *Biological Conservation* 158:301-312.
- Sollmann, R., M. M. Furtado, H. Hofer, A. T. Jacomob, N. M. Tôresb, & L. Silveirab. 2012. Using occupancy models to investigate space partitioning between two sympatric large predators, the jaguar and puma in central Brazil. *Mammalian Biology* 77:41-46.
- Sunquist, M., & F. Sunquist. 2002. *Wild cats of the world*. University of Chicago Press, Chicago.
- Swanson, A., Arnold, T., Kosmala, M., Forester, J., Packer, C., 2016. In the absence of a “landscape of fear”: How lions, hyenas, and cheetahs coexist. *Ecol. Evol.* 1–12.
- Team. 2011. *Terrestrial vertebrate protocol implementation manual, v. 3.1*. Tropical Ecology, Assessment and Monitoring Network, Center for Applied Biodiversity Science, Conservation International, Arlington, VA, USA.
- Tecnominas. 2005. *Plano de Manejo da Reserva Particular do Patrimônio Natural Porto Cajueiro*. Usina Coruripe LTDA, Januária.
- Terborgh, J., K. Feeley, M. Silman, P. Nuñez, & B. Balukjian. 2006. Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands. *Journal of Ecology* 94:253-263.
- Terborgh, J., et al. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science* 294:1923-1926.
- Trigo, T. C., et al. 2013. Molecular data reveal complex hybridization and a cryptic species of neotropical wild cat. *Curr Biol* 23:2528-33.

- Wang, E. 2002. Diets of Ocelots (*Leopardus pardalis*), Margays (*L. wiedii*), and Oncillas (*L. tigrinus*) in the Atlantic Rainforest in Southeast Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 37:207-212.
- Wang, Y., M. L. Allen, & C. C. Wilmsers. 2015. Mesopredator spatial and temporal responses to large predators and human development in the Santa Cruz Mountains of California. *Biological Conservation* 190:23-33.
- White, G. C. 2002. Discussion comments on: the use of auxiliary variables in capture-recapture modelling. An overview. *Journal of Applied Statistics* 29:103-106.
- White, G. C., & K. P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird study* 46:S120-S139.
- Yackulic, C.B., Reid, J., Nichols, J.D., Hines, J.E., Davis, R., Forsman, E., 2014. The roles of competition and habitat in the dynamics of populations and species distributions. *Ecology* 95, 265–279.

Capítulo 3

**PADRÕES DE COCORRÊNCIA ESPACIAL E TEMPORAL ENTRE PRESA
(VEADO-CATINGUEIRO *MAZAMA GOUAZOUBIRA*) E SEU PREDADOR
(ONÇA-PARDA *PUMA CONCOLOR*) EM ÁREAS PROTEGIDAS DO
CERRADO**

INTRODUÇÃO

No geral, em ecossistemas com alta diversidade de predadores e presas, as relações mediadas por predação (top-down) podem ser tão importantes quanto as limitações causadas pela falta de recursos (bottom-up) (Estes et al., 2011; Ritchie & Johnson, 2009; Terborgh et al., 2001, 2006; Creel et al., 2018). Os predadores possuem potencial para causar grandes efeitos nas cadeias tróficas e consequentemente na dinâmica das comunidades ao qual pertencem. Os predadores de topo são definidos como espécies pertencentes ao nível mais alto destas cadeias tróficas, geralmente com grande tamanho corporal e caçadores especializados (Brown 1986; Carbone et al., 1999; Palomares and Caro, 1999). Os efeitos destes carnívoros nos ecossistemas são complexos, e interferem diretamente na diversidade e riqueza de espécies (Berger et al., 2001; Ritchie et al., 2012).

Devido ao potencial em moldar a estrutura das comunidades, as interações predador-presa são de grande interesse para a ecologia (Schmitz et al., 1997; Lima, 1998; Laundré et al., 2001; Creel & Christianson, 2008; Heithaus et al., 2009; Creel et al., 2018). Os predadores não afetam suas presas somente através da diminuição de seus números populacionais, mas podem também ser o gatilho para diversos mecanismos comportamentais para diminuir o risco de predação (Sih, 1987; Wirsing & Heithaus, 2010). Assim, as presas podem, por exemplo, alterar padrões de atividade e de distribuição espacial, exibir comportamentos de vigilância, vocalizações e formar grupos (Berger et al., 2001; Mech et al., 2003; Hernández & Laundré, 2005; Valeix et al., 2009; Laundré et al 2010). Estes mecanismos comportamentais influenciam o sucesso de captura do predador (Kauffman et al., 2007). Mas estas estratégias têm alto custo para as presas: podem reduzir o tempo disponível para obtenção de recursos, diminuir o fitness reprodutivo, causar alterações fisiológicas, e até aumentar o risco de predação por outros

predadores (Lima & Bednekoff, 1999; Brown & Kotler, 2004; Preisser et al., 2005; Clinchy et al., 2013). Portanto estes comportamentos de fuga possuem potencial para serem tão importantes para as populações de presas, quanto a morte direta ocasionada pela predação (Lima, 2002; Ritchie et al., 2012).

A onça-parda *Puma concolor* é um predador de topo que possui uma ampla distribuição nas Américas, ocorrendo em uma grande variedade de habitats (Macdonald et al., 2010). É um felino relativamente bem adaptado a áreas abertas, e comum no Cerrado brasileiro (Azevedo et al., 2013; Ferreira & Oliveira, 2014). Sua ampla dieta pode conter presas de variados tamanhos, desde animais com menos de 1 kg, até presas maiores, com mais de 70 kg (e.g., Iriarte et al., 1990; Scognamillo et al., 2003; Moreno et al., 2006; Murphy & Ruth, 2009). Em algumas regiões existem registros de ataques a animais domésticos (Polisar et al., 2003; Azevedo, 2008; Palmeira et al., 2008). Em regiões frias de alta latitude, a espécie tende a consumir uma maior proporção de presas de maior porte, em comparação com regiões tropicais na América do Sul (Iriarte et al., 1990; Murphy & Ruth, 2009).

No Cerrado do norte do estado de Minas Gerais, Brasil, na região do mosaico de unidades de conservação denominado “Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu” (MSVP), o veado-catingueiro *Mazama gouazoubira* é uma espécie comum e aparentemente abundante (Ferreira & Oliveira, 2014; Ferreira et al., 2017). Os cervídeos são uma comum fonte alimentar para onça-parda em região neotropical (Taber et al., 1997; Núñez et al., 2000; Scognamillo et al., 2003; Novack et al., 2005), sendo que o gênero *Mazama* é uma das presas potenciais deste felino (Aranda & Sánchez-Cordero, 1996; Moreno et al., 2006; Azevedo, 2008). Na região do MSVP provavelmente a onça-parda é o principal predador natural do veado-catingueiro. Existem relativamente poucos registros de onça-pintada *Panthera onca* na região, enquanto a onça-parda pode ser observada em quase

todas as unidades de conservação do MSVP (Ferreira & Oliveira, 2014). O veado-catingueiro é considerado comum no Brasil, sua distribuição se estende da costa atlântica no oeste do continente até porções dos Andes, mas com limite no sul da floresta amazônica (Black-Décima et al., 2010; Black-Décima & Vogliotti, 2016).

O presente estudo teve como objetivo justamente observar os efeitos da presença da onça-parda em estimativas de ocupação e detecção do veado-catingueiro. Avaliamos a possibilidade de existência de um risco de predação forte suficiente para causar alterações no nicho espacial e temporal da presa (Laundré et al., 2010). Mudanças nestes padrões foram considerados indicativos da existência de mecanismos comportamentais para diminuir o sucesso de captura do predador (Altendorf et al., 2001; Mech et al., 2003; Richmond et al., 2010). Os dados foram coletados utilizando-se armadilhas fotográficas, e foram analisados através de modelos de ocupação (MacKenzie et al., 2002, 2006) para avaliar se as probabilidades de ocupação e detecção do veado-catingueiro poderiam ser influenciados pela presença da onça-parda. Esperamos uma correlação negativa entre a presença do predador nos padrões estimados da presa. De forma complementar também avaliamos a presença de sobreposição entre padrões de atividade da presa e o predador (Ridout & Linkie, 2009), com o objetivo de observar a interação entre estas espécies no nicho temporal (Harmsen et al., 2011; Foster et al., 2013).

MATERIAIS E MÉTODOS

Áreas de estudo

A coleta de dados foi realizada em sete áreas protegidas localizadas no norte do estado Minas Gerais, Brasil. Estas localidades estão inseridas em uma região que é oficialmente reconhecida como o Mosaico de Áreas Protegidas Sertão Veredas-Peruaçu (MSVP), uma importante área de conservação para o Cerrado brasileiro (Drummond et

al., 2005) com mais de 18 mil km² e dentro da bacia hidrográfica do rio São Francisco (Fundação Pró-Natureza, 2008). O MSVP possui uma elevada diversidade de mamíferos de médio e grande porte, com a presença de variadas espécies ameaçadas de extinção (Ferreira & Oliveira 2014). Devido ao manejo mais restritivo (Brasil, 2002), as unidades de conservação de proteção integral na região possuem menor pressão antrópica do que as Áreas de Proteção Ambiental (APA) (Fundação Pró-Natureza, 2008). Nas áreas de APA podem ser observadas pequenas vilas e cidades, e atividades econômicas como agropecuária e extrativismo vegetal são permitidas. Incêndios florestais também são mais frequentes nas APAs, alguns de grandes proporções, e em menor escala existe ocorrência de produção ilegal de carvão a partir da vegetação nativa.

Apesar da diferença de manejo e gestão entre áreas de proteção integral e uso sustentável, em todas as localidades predominam formações savânicas, com a presença marcante de veredas (fitofisionomia com vegetação herbácea em solo húmido, com grandes populações da palmeira *Mauritia flexuosa*). Partes das áreas de estudo apresentam características do ecótono Cerrado-Caatinga, especialmente nas regiões do Parque Nacional Cavernas do Peruaçu e do Parque Estadual da Mata Seca. A região possui clima subtropical com duas estações do ano bem definidas, seca e chuvosa, com temperatura média anual de 23^oC e pluviosidade anual variando de 726 mm no Parque Estadual Veredas do Peruaçu (Instituto Nacional de Meteorologia, 2004) a até 1100 mm na RPPN Porto Cajueiro (Tecnominas, 2005).

Coleta de dados

Para amostrar a comunidade de mamíferos da área de estudo utilizamos armadilhas fotográficas modelo Bushnell Trophycam[®], seguindo um protocolo de armadilhamento fotográfico consolidado e utilizado em diversas regiões tropicais do mundo (TEAM Network, 2011). Durante quatro anos de estudo (2012 a 2016),

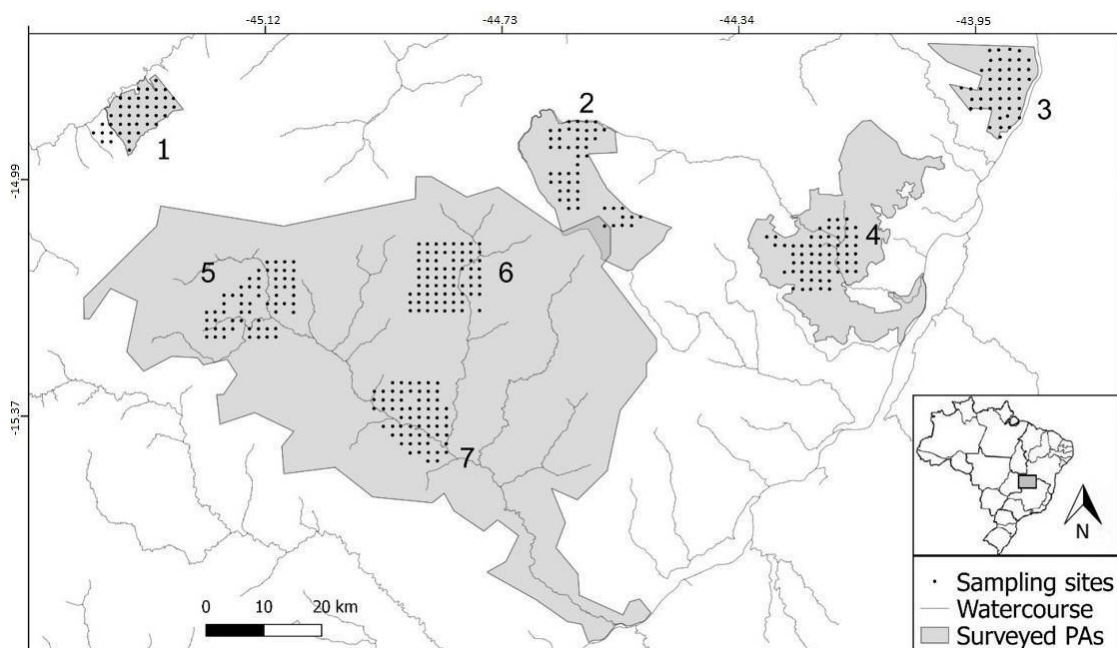
distribuímos ao todo 392 armadilhas fotográficas em sete áreas amostrais, com uma distância mínima de 10 km entre as bordas de cada área (tabela 1; figura 1). Cada área foi amostrada separadamente, com o esforço total somando-se todas as áreas de 18673 armadilha*dia. Para a instalação do equipamento em campo, em cada área amostral estabelecemos um grid de pontos regulares no software GPSTrackmaker®, com a densidade de um ponto por 2 km². Com exceção da amostragem realizada no Parque Estadual Veredas do Peruaçu, onde foram estabelecidos dois blocos de armadilhas fotográficas não totalmente contíguos (figura 1).

As armadilhas fotográficas foram instaladas em um raio de 50 metros de cada ponto definido preliminarmente, onde foram escolhidos locais com potencial para o registro de mamíferos de maior porte. Em algumas áreas devido à vegetação extremamente densa que dificultava o acesso, este raio de instalação foi aumentado para até 200 m das coordenadas originais (isto ocorreu em 15 pontos amostrais). Todas as amostragens ocorreram na estação seca, com amostragens de 30 a 60 dias de duração (tabela 1). As armadilhas fotográficas foram visitadas em intervalos de 30 dias para manutenção e não foi utilizada nenhuma forma de isca para atração dos animais.

No total, quatro amostragens foram feitas em unidades de conservação de proteção integral (dois parques estaduais, um parque nacional e uma RPPN) e três amostragens realizadas em unidades de conservação de uso sustentável (Área de Proteção Ambiental do Rio Pandeiros) (tabela 1, figura 1). Devido às restrições de uso e ao tipo de manejo adotado nas RPPNs, ela foi considerada como unidade de conservação de proteção integral neste estudo, apesar de legalmente se enquadrar no grupo de uso sustentável (Brasil, 2002).

Tabela 1. Áreas amostradas para análises de coocorrência entre presa e predador em região de Cerrado, no Mosaico de Áreas Protegidas Sertão Veredas – Peruaçu, norte de Minas Gerais, Brasil.

Área de estudo	Ano	Nº de pontos amostrais	Tempo médio de amostragem (dias)	Grupo de unidade de conservação
Parque Estadual Veredas do Peruaçu	2012	50	30	integral
Parque Estadual Mata Seca	2013	46	45	integral
Parque Nacional Cavernas do Peruaçu	2014	60	45	integral
RPPN Porto Cajueiro	2015	43	60	integral
APA Pandeiros - Vila Pandeiros	2015	63	60	uso sustentável
APA Pandeiros - Catulé	2016	70	60	uso sustentável
APA Pandeiros - Várzea Bonita	2016	60	60	uso sustentável



1: RPPN Porto Cajueiro; 2: Parque Estadual Veredas do Peruaçu; 3: Parque Estadual da Mata Seca; 4: Parque Nacional Cavernas do Peruaçu; 5: APA Pandeiros – Várzea Bonita; 6: APA Pandeiros-Catulé; 7: APA Pandeiros-Pandeiros;
PA: Protected areas

Figura 1. Áreas amostradas para análises de coocorrência entre pares de espécies de carnívoros em região de Cerrado, no Mosaico de Áreas Protegidas Sertão Veredas – Peruaçu, norte de Minas Gerais, Brasil.

Análise de dados

Análise de Ocupação

Utilizamos modelos de ocupação simples (single season, single species occupancy models – MacKenzie et al. 2002) para explorar a influência do predador na ocupação e detecção da presa. A análise foi realizada em duas etapas. Primeiramente foi obtida a ocupação condicional ($\Psi_{\text{condicional}}$) da onça-parda, sendo definida como a probabilidade de uma espécie estar presente em cada ponto amostrado. Na segunda etapa, utilizamos a $\Psi_{\text{condicional}}$ da onça-parda como covariável de ocupação e detecção do veado-catingueiro (MacKenzie et al., 2006; Massara et al., 2016) em um modelo de ocupação simples.

Para realizar as análises, produzimos históricos de captura para a onça-parda e o veado-catingueiro, utilizando os pontos amostrais de todas as sete localidades avaliadas. Seguindo um procedimento comumente realizado em análise de ocupação (e.g. Ahumada et al., 2013; Ferreira et al., 2017), cada 10 dias em que a armadilha fotográfica estava funcionando em determinado ponto amostral foi agrupado como uma ocasião de amostragem em que a espécie-alvo pode ter sido registrada (1) ou não (0). Para a obtenção da $\Psi_{\text{condicional}}$ da onça-parda, primeiramente construímos 4097 modelos no software Mark (White & Burnham, 1999), consistindo de todas as combinações possíveis das covariáveis para ocupação (Ψ) e detecção (p) da espécie (tabela 2). Este procedimento proporciona a confecção de um conjunto balanceado de modelos, por considerar a incerteza presente na seleção de modelos, fortalecendo o cálculo do peso acumulado das variáveis (AICc weights) (Burnham & Anderson, 2002). As covariáveis avaliadas não

apresentaram correlação. Avaliamos a presença de sobredispersão nos dados (Mackenzie & Bailey, 2004) tendo como referência um modelo global no software Presence (Hines, 2006). Não foi encontrada evidência de falta de ajuste ($\hat{c} \approx 1$; White, 2002). As covariáveis mais importantes para a onça-parda foram selecionadas através do cálculo do peso AICc acumulado (cumulative AIC weights) para todos os modelos (Burnham & Anderson, 2002). Foram consideradas para a estimativa de Ψ condicional somente as covariáveis com mais de 50% de peso. Finalmente, estas covariáveis com maior suporte foram fixadas para se obter a Ψ condicional da onça-parda através de um modelo de ocupação simples no software Presence (Hines, 2006).

Na segunda etapa das análises, consideramos a Ψ condicional da onça-parda juntamente com as demais covariáveis ambientais (tabela 2) para gerar 16385 modelos para o veado-catingueiro. Estes modelos consistiam de todas as combinações possíveis de covariáveis utilizadas para ocupação (Ψ) e detecção (p). As covariáveis mais importantes para o veado-catingueiro foram selecionadas através do cálculo do peso AICc acumulado (cumulative AICc weights) para todos os modelos (Burnham & Anderson, 2002). Não foi observada sobredispersão nos dados ($\hat{c} \approx 1$ mediana). Elaboramos a hipótese de que a Ψ condicional da onça-parda teria um efeito negativo sobre as estimativas de ocupação e detecção do veado-catingueiro. Portanto, a expectativa é de que, nos modelos de ocupação para o veado-catingueiro, a Ψ condicional da onça-parda: 1) estivesse presente em modelos com maior suporte ($\Delta AICc < 2$); 2) obtivesse mais de 50% do peso acumulado das variáveis (AICc weights) e; 3) possuísse coeficientes de regressão negativos (Burnham and Anderson, 2002). Para estes modelos não foi observado sobredispersão nos dados ($\hat{c} \approx 1$ mediana).

Tabela 2. Covariáveis de ocupação e detecção utilizadas para análises de coocorrência entre pares de espécies de carnívoros, em região de Cerrado, no Mosaico de Áreas Protegidas Sertão Veredas – Peruaçu, norte de Minas Gerais, Brasil.

Covariável	Descrição	Valores	Fonte
Categoria de área protegida (Ψ e p)	As áreas foram classificadas de acordo com seu grau de proteção e uso	Proteção restrita (1); proteção não restrita (0)	SNUC - lei 9.985/2000
Fitofisionomia do Cerrado (Ψ)	Através de imagens de satélite (resolução 1:250.000) e conferência em campo foram definidas as fitofisionomias presentes em cada ponto amostral	cerrado denso; cerrado sentido restrito; cerrado ralo; parque cerrado; mata seca; vegetação ripária (veredas e matas ciliares); área degradada	WWF-Brasil; classificação em campo
Distância de assentamentos humanos (Ψ)	Foram selecionadas células de ocupação humana com resolução de 1km ² , e a partir do centro de cada uma destas células foram medidas as distâncias em linha reta até os pontos amostrais mais próximos	115m – 9.349 m	(IBGE 2010)
Distância de cursos d'água (Ψ)	Distância em linha reta de cada ponto amostral para o curso de água mais próximo. Somente redes de drenagem a partir de terceira ordem foram utilizados	0 – 9.104 m	(IGAM 2010)
Tamanho de trilha (p)	Foram medidas as larguras de carreiros, trilhas ou estradas presentes na área de ação das cameras trap, na ausência destes a largura foi definida como zero	0 – 9.9 m	Classificação em campo
Presença de gado (p)	A presença ou ausência de gado foi estabelecida através dos registros das armadilhas e observação de vestígios de gado em um raio de 300 metros de cada ponto amostrado.	Presença (1); ausência (0)	Classificação em campo; armadilhas fotográficas
Ψ condicional (onça-parda)* (Ψ e p)	Ψ condicional de onça parda nos pontos amostrais	0.5-1	-

* covariável utilizada somente nos modelos para veado-catingueiro

Sobreposição temporal

Para avaliar a existência de antagonismo temporal entre a onça-parda e o veado-catingueiro, estimamos coeficientes de sobreposição entre os padrões de atividade da presa e do predador (Ridout & Linkie, 2009; Foster et al., 2013; Massara et al., 2016). Inicialmente, selecionamos apenas os registros independentes de cada espécie. Adotamos

o critério de independência de ao menos uma hora entre dois registros de uma mesma espécie no mesmo ponto amostral. Os registros foram ajustados para o horário solar através do software TropSolar 5.0 (Cabús, 2015). Nós assumimos que a detecção das espécies e seus padrões de atividade são similares entre as áreas amostrais e entre os diferentes anos de amostragem, portanto, analisamos os dados em conjunto.

Utilizamos o teste Rao's spacing implementado através do pacote Circular (Agostinelli & Lund, 2013) no software R (R Core Team, 2013) para avaliar se os padrões de atividade avaliados são distribuídos uniformemente ao longo do dia (randômicos) ou não. Caso o teste indicasse que o padrão não é randômico, classificamos a espécie como: noturna se > 60% dos registros fossem obtidos entre uma hora após o pôr do sol e uma hora antes do nascer do sol; diurna se > 60% dos registros forem obtidos entre uma hora antes do pôr do sol e uma hora após o nascer do sol; ou crepuscular se 50% dos registros forem obtidos no intervalo entre uma hora antes e uma hora depois do pôr do sol, e igualmente no nascer do sol (Massara et al., 2018A).

Para calcular o coeficiente de sobreposição da atividade das espécies (Ridout & Linkie 2009) utilizamos o pacote Overlap (Meredith & Ridout 2014). Este coeficiente varia entre 0 (ausência de sobreposição) e 1 (total sobreposição) e para estimá-lo foi utilizado o estimador Δ , sugerido para espécies com baixo número de registros (Meredith & Ridout 2014). A sobreposição foi considerada baixa se $\Delta \leq 0.50$, moderada se $0.50 \leq \Delta \leq 0.60$ e alta se $\Delta \leq 0.60$ (Massara et al., 2018A). Os intervalos de confiança 95% foram obtidos através de 10,000 bootstrap. Finalmente, utilizamos o teste Mardia-Watson-Wheeler (W) implementado no programa R através do pacote Circular (Agostinelli and Lund, 2013) para comparar a distribuição dos registros dentro das 24 horas do dia entre a presa e o predador.

RESULTADOS

Para as análises de ocupação utilizamos 316 detecções de veado-catingueiro e 47 detecções de onça-parda. Para estimar Ψ condicional da onça-parda foi utilizada somente a covariável de ocupação categoria de unidade de conservação (efeito positivo) (tabela 3). A Ψ condicional da onça-parda como covariável de detecção do veado-catingueiro obteve >50% peso AICc acumulado e teve efeito negativo (tabela 2). Esta variável esteve presente em todos os modelos com maior suporte (Δ AICc < 2- tabela 4). Entretanto, o valor do coeficiente de regressão encontrado sugere um efeito fraco (valor de beta: -0.001 – tabela 3). A categoria de vegetação ripária (veredas e matas ciliares) também foi considerada importante para a ocupação do veado-catingueiro (efeito positivo) (tabela 2). A Ψ condicional da onça-parda como covariável de ocupação do veado-catingueiro não foi considerada importante para as estimativas, obtendo <50% de peso AICc acumulado.

Para a análise de sobreposição entre os padrões de atividade das duas espécies utilizamos 701 registros de veado-catingueiro e 48 registros de onça-parda. Observamos dois picos no padrão de atividade do veado-catingueiro, nas primeiras horas do dia e no entardecer ($U=152$, $p<0.01$; figura 2); e um padrão de atividade distribuído ao longo das 24 horas para a onça-parda ($U=135$, $p>10$; figura 2). Encontramos uma alta sobreposição entre os padrões de atividade das duas espécies $\Delta_1=0.74$ (CI 0.65 a 0.85 - figura 2). Mas o teste de Mardia-Watson-Wheeler demonstrou que existe dissimilaridade entre os padrões de atividade ($W=14.1$; $df=2$; $p<0.0001$).

Tabela 3. Estimativas de ocupação (Ψ) e detecção (p) para o veado-catingueiro e onça-parda através de modelos de ocupação simples em áreas de Cerrado. Para o veado-catingueiro foi considerada a Ψ condicional da onça-parda nos modelos. Estão apresentadas as covariáveis mais influentes (peso acumulado > 50%), os valores de beta e seus respectivos SE

	Ψ	p	Best Covariates	Cumulative Weight	Beta	SE
Veado catingueiro	0.57	0.33	puma (p)	0.93	-0.001	0.003
			VR (Ψ)	0.74	0.62	0.3
onça-parda	0.67	0.01	UC (Ψ)	0.99	13.81	10.87

Legenda: UC (grupo de unidade de conservação); VR (vegetação ripária); puma (Ψ condicional onça-parda)

Tabela 4. Resultados de seleção AICc para veado-catingueiro considerando Ψ condicional da onça-parda em áreas de Cerrado. Os seis modelos melhor ranqueados estão presentes.

Model	AIC	Δ AIC	AICc Weights	M. L.	k	Deviance
Veado catingueiro						
Ψ (UC; VR) p (puma)	1507.13	0	0.01	1	5	1496.97
Ψ (UC;CD;VR) p (puma)	1508.22	1.09	0.05	0.57	6	1496.99
Ψ (UC;CT;VR) p (puma)	1508.41	1.28	0.04	0.52	6	1496.18
Ψ (UC;VR) p (puma; UC)	1508.31	1.70	0.04	0.42	6	1496.6
Ψ (UC;VR) p (puma;trilha;gado)	1508.91	1.74	0.04	0.41	6	1496.68
Ψ (UC;puma;VR) p (puma)	1508.94	1.78	0.04	0.4	6	1496.71

Legenda: UC (grupo de unidade de conservação); VR (vegetação ripária); CD (cerrado denso); CT (cerrado sentido restrito); trilha (largura da trilha); gado (presença de gado); puma (Ψ condicional onça-parda)

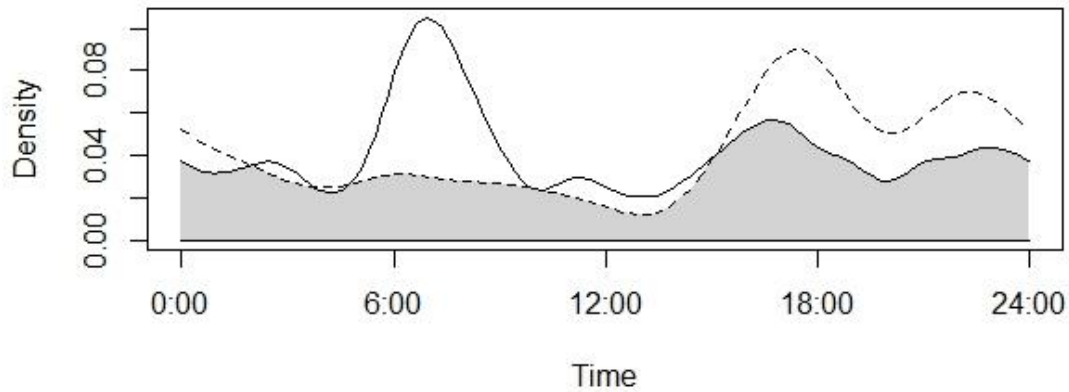


Figura 2. Sobreposição de padrões de atividade de veado catingueiro e de onça-parda a partir do cálculo do coeficiente de densidade. A linha contínua demonstra o padrão de atividade do veado-catingueiro e a linha pontilhada o padrão de atividade da onça-parda. A área em cinza representa a sobreposição entre os padrões $\Delta_1=0.74$.

DISCUSSÃO

A predação é um processo ecológico com grande potencial de influenciar o comportamento das espécies envolvidas (Lima & Dill, 1990; Berger et al., 2001; Mech et al., 2003; Hernández & Landré, 2005; Valeix et al., 2009). Considerando que as interações entre uma presa e seu predador podem influenciar diretamente a detecção dos animais em armadilhas fotográficas (Hernández et al., 2005; Richmond et al., 2010), os resultados sugerem que a presença da onça-parda possui um efeito negativo na probabilidade de detecção do veado-catingueiro. Sabe-se que uma presa pode antever a chegada de um predador e assim evitar um encontro direto (Apfelbach et al., 2005). A presença de um carnívoro diminuindo a detecção de uma presa em armadilhas fotográficas, pode ser indicativo de um mecanismo de constante vigília e fuga (Hernández et al., 2005). Dentre as diversas formas de antecipação, comportamentos de vigilância são comuns para evitar ataques de predadores (Berger et al., 2001; Mech et al., 2003;

Altendorf et al., 2001), sendo uma maneira eficiente de antever a chegada de um predador (Apfelbach et al., 2005; Hegab et al., 2015). De maneira geral, as interações presa/predador podem exercer grande influência em diversos aspectos ecológicos das espécies envolvidas. No continente africano por exemplo, o risco de predação por leões *Panthera leo* acarreta visíveis mudanças no comportamento de suas presas potenciais (Fritz & Loison, 2006; Valeix et al., 2009; Riginus, 2015). Na América do Norte, mamíferos carnívoros, incluindo onças-pardas, podem exercer enorme influência em suas presas, especialmente alterando padrões comportamentais e de seleção de habitats (Laundré et al., 2001; Childress & Lung, 2003; Hebblewhite et al., 2005; Kauffman et al., 2007; Arias-Del Razo et al., 2012).

Apesar do grande potencial do risco de predação em alterar o comportamento das espécies envolvidas, o efeito negativo da presença da onça parda na estimativa de detecção do veado-catingueiro pode ser considerado leve. E não encontramos evidências de influência da presença do predador na estimativa de ocupação da presa. Para o entendimento desta complexa relação entre uma presa e seu predador, se faz necessário avaliar as diversas dimensões deste processo ecológico (Murphy & Ruth, 2009). Nem sempre um baixo número populacional de predadores significa menos pressão sobre as presas (Wirsing & Heithaus, 2010), mas a relativa baixa probabilidade de ocupação da onça-parda na região talvez possa ter diminuído a força destes efeitos, influenciando levemente a detecção, mas não a interação não sendo forte suficiente para alterar os padrões de ocupação da presa. A onça parda pode estar ocorrendo em baixas densidades na região, conforme esperado para grandes predadores

Este resultado também pode ser explicado observando-se a grande variedade de presas da onça parda com potencial de consumo (Iriarte et al. 1990; Moreno et al. 2006; Muprhy & Ruth 2010). No Brasil existe uma tendência da espécie se alimentar em uma

diversidade maior de presas de menor porte (Azevedo et al., 2013), e neste estudo foram registradas na região outras presas potenciais da onça-parda como cativos *Pecari tajacu*, cutia *Dasyprocta azarae* e diferentes espécies de tatus (devido ao baixo número de registros não utilizamos nas análises). Ao contrário, na América do Norte, a maior tendência da onça-parda em capturar grandes presas e menor número de presas observadas em sua dieta (Iriarte et al., 1990; Murphy & Ruth, 2010), talvez influencie a intensa interação existente entre o felino e espécies de cervídeos (Laundre & Hernández 2003; Laundre, 2010). Portanto neste estudo, talvez somente um comportamento de vigilância por parte do veado-catingueiro já adicionaria a heterogeneidade necessária para aliviar o risco de predação (Kauffman et al., 2007).

O veado-catingueiro na região do estudo pode estar mais conectado a vegetação ripária, utilizando esse habitat com maior intensidade de acordo com os resultados de ocupação, apesar de normalmente demonstrar comportamento generalista na escolha por habitats ao longo de sua distribuição (Black-Decima & Vogliotti, 2016). Este cervídeo é considerado comum em boa parte do Brasil (Black-Decima et al., 2016). No presente trabalho, além do risco de predação não ser muito intenso (na escala que o estudo se propôs a avaliar através de armadilhas fotográficas), aparentemente a espécie não recebe uma grande pressão antrópica na região, não sendo observada efeito da presença humana nas estimativas da espécie; hipótese que deve ser testada em futuros estudos. A presença humana em determinados cenários também favorecer um risco de predação e stress similar, ou até maior que um predador natural (Ciuti et al., 2012). Entretanto neste estudo, a distância para comunidades rurais não foi considerada uma covariável de importância para a espécie. Esta tolerância à presença humana nas áreas de estudo, somada à sua grande plasticidade (Black-Decima & Vogliotti, 2016), pode colaborar para populações

deste cervídeo estarem bem representadas dentro e fora de áreas protegidas de proteção integral na região do norte de Minas Gerais (Ferreira & Oliveira, 2014).

Enquanto as presas tendem a escolher porções de habitat que facilitem o consumo de recursos, reprodução ou a proteção, os predadores por sua vez tendem a escolher as melhores parcelas de seu território que facilite abater suas vítimas (Altendorf et al., 2001; Laundre et al., 2009). Teoricamente, predadores selecionam parcelas do habitat que sejam mais fáceis de capturar suas presas, não necessariamente o local com a maior abundância das mesmas. Neste trabalho observamos uma tendência maior da onça-parda em ocupar áreas de proteção integral em nossa área de estudo. Este felino comumente é considerado generalista em termos de uso de habitat (Iriarte et al., 1990; Sunquist & Sunquist, 2002), mas podendo evitar áreas com grande pressão antrópica (Davis et al., 2010). Talvez possa haver uma maior riqueza de presas potenciais em áreas dentro de unidades de conservação de proteção integral (Guilherme Braga Ferreira, comunicação pessoal)

O processo de predação também pode afetar o nicho temporal das espécies envolvidas (Lucherini et al., 2009; Harmsen et al., 2011; Foster et al., 2013; Périquet et al., 2015). Neste estudo não observamos um antagonismo temporal evidente entre presa e predador ($\Delta_1=0.74$). Mas apesar desta sobreposição, foram observadas dissimilaridades entre os padrões de atividade da presa e do predador. Talvez os picos de atividade do veado-catingueiro, possam ter causado esta dissimilaridade com o padrão de atividade da onça-parda. O padrão de atividade do veado-catingueiro apresentou dois picos de registros nas primeiras horas do dia e no entardecer. Estes picos de atividade sendo comuns para a espécie (Tobler et al., 2009; Ferregueti et al., 2015), ou seja, aparentemente em seu nicho temporal o cervídeo não recebe influência direta da presença do predador. Diferentemente, o padrão de atividade da onça-parda teve distribuição mais homogênea ao longo das 24 horas do dia. Este padrão pode estar relacionado à capacidade

do predador em abater uma grande variedade de presas, podendo estar ativo a qualquer hora do dia (Harmsen et al., 2011; Martín et al., 2013; Massara et al., 2018). Mas já foi sugerido que o padrão de atividade da onça-parda poderia ser influenciado por algumas presas específicas (Emmons, 1987; Scognamillo et al., 2003; Mendes Pontes & Chivers, 2007; Foster et al., 2013; Azevedo et al., 2018). A presença de um competidor maior também pode interferir no padrão de atividade da onça-parda (Romero-Muñoz et al., 2010). Entretanto, na região deste estudo o padrão de atividade da onça-parda bem distribuído ao longo do dia, alinha-se com a hipótese de acesso a uma grande variedade de presas.

Concluindo, em nossa região de trabalho, já foi observada a presença de cervídeos (espécie não identificada) na dieta da onça-parda no Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG/BA (Rocha, 2008), e os nossos dados sugeriram uma influência negativa da onça-parda na frequência de registros de veado-catingueiro nos pontos amostrais avaliados. Porém este efeito foi considerado fraco. Sugerimos a hipótese de que a onça-parda distribui sua atenção para outras presas de menor porte, não alterando seu uso do espaço em função de uma única espécie de presa - hipótese que deve ser testada em futuros estudos.

O presente estudo colabora para a discussão sobre os efeitos dos grandes predadores em suas presas, mas aponta a necessidade de mais estudos a respeito destas interações. A perda de diversidade e consequentemente destas interações pode acelerar processos de extinção de espécies de carnívoros ameaçadas (Sinclair et al., 2003; Creel et al., 2018). No altamente ameaçado Cerrado do norte de Minas Gerais e seu mosaico de unidades de conservação, o conhecimento a respeito do processo de predação, pode se tornar uma valiosa ferramenta de conservação para os mamíferos carnívoros e de suas presas (Laundré et al., 2010).

REFERENCIAS

- Altendorf, K.B., Laundré, J.W., Gonzalez, C.A.L., Brown, J.S., 2001. Assessing Effects of Predation Risk on Foraging. *J. Mammal.* 82, 430–439.
- Apfelbach, R., Blanchard, C.D., Blanchard, R.J., Hayes, R.A., McGregor, I.S., 2005. The effects of predator odors in mammalian prey species: a review of field and laboratory studies. *Neurosci. Biobehav. Rev.* 29, 1123–1144.
- Aranda, M., Sánchez-Cordero, V., 1996. Prey spectra of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in tropical forests of Mexico. *Stud Neotrop Fauna Environm* 31, 65–67.
- Arias-Del Razo, I., Hernández, L., Laundré, J.W., Velasco-Vázquez, L., 2012. The landscape of fear: habitat use by a predator (*Canis latrans*) and its main prey. *Can. J. Zool* 90, 683–693.
- Azevedo, F.C.C. de, 2008. Food Habits and Livestock Depredation of Sympatric Jaguars and Pumas in the Iguazu Food Habits and Livestock Depredation of Sympatric Jaguars and Pumas in the Iguazu National Park Area, South Brazil. *Biotropica* 40, 494–500.
- Azevedo, F.C., Lemos, F.G., Almeida, L.B., Campos, C.B., Beisiegel, B.M., Paula, R.C., Crawshaw, P.G.J., Maria, K., Ferraz, P.M.B., Oliveira, T.G., 2013. Avaliação do risco de extinção da Onça-parda 3, 107–121.
- Berger, J., Stacey, P.B., Bellis, L., Johnson, M.P., 2001. A mammalian predator-prey imbalance: Grizzly bear and wolf extinction affect avian neotropical migrants. *Ecol. Appl.* 11, 947–960.

- Bischof, R., Ali, H., Kabir, M., Hameed, S., Nawaz, M.A., 2014. Being the underdog: an elusive small carnivore uses space with prey and time without enemies. *J. Zool.* 293, 40–48.
- Black-Décima, P., Rossi, R. V., Vogliotti, A., Cartes, J.L., Maffei, L., Duarte, J.M.B., González, S., Juliá, J.P., 2010. Brown brocket deer *Mazama gouazoubira* (Fischer 1814). *Neotrop. Cervidology. Biol. Med. Lat. Am. deer* 190–201.
- Black-Decima, P.A., Vogliotti, A., 2016. *Mazama gouazoubira*. IUCN Red List Threat. Species. <http://www.iucnredlist.org/details/29620/0>
- Brasil, 2002. SNUC-Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza-Lei 9985, de 2000. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9985.htm
- Brown, J.H., 1986. Body size, ecological dominance and Cope's rule. *Nature* 324, 248–250.
- Brown, J.S., Kotler, B.P., 2004. Hazardous duty pay and the foraging cost of predation. *Lett. Ecol.* 999–1014.
- Burnham, K. P., & D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2nd edition. Springer Science & Business Media, New York.
- Cabús, R., 2015. Tropsolar 5.0.
- Carbone, C., Mace, G.M., Roberts, S.C., Macdonald, D.W., 1999. Energetic constraints on the diet of terrestrial carnivores. *Nature* 402, 286–288.
- Childress, M.J., Lung, M.A., 2003. Predation risk, gender and the group size effect: does elk vigilance depend upon the behaviour of conspecifics? *Anim. Behav.* 66, 389–

- Ciuti, S., Northrup, J.M., Muhly, T.B., Simi, S., Musiani, M., Pitt, J.A., Boyce, M.S., 2012. Effects of Humans on Behaviour of Wildlife Exceed Those of Natural Predators in a Landscape of Fear. *PLoS One* 7.
- Clinchy, M., Sheriff, M.J., Zanette, L.Y., 2013. Predator-induced stress and the ecology of fear. *Funct. Ecol.* 27, 56–65.
- Creel, S., Christianson, D., 2008. Relationships between direct predation and risk effects. *Trends Ecol. Evol.* 23, 194–201.
- Creel, S., Matandiko, W., Schuette, P., Rosenblatt, E., Sanguinetti, C., Banda, K., ... & Becker, M., 2018. Changes in African large carnivore diets over the past half-century reveal the loss of large prey. *J. Appl. Ecol.*
- Davis, C., Lindsey, N., Rich, Z., Farris, J., 2018. Ecological correlates of the spatial co-occurrence of sympatric mammalian carnivores worldwide. *Ecol. Lett.* 2018
- Davis, M.L., Kelly, M.J., Stauffe, D.F., 2010. Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize. *Anim. Conserv.* 1–10.
- Drummond, G.M., Martins, C.S., Machado, A.B.M., Sebaio, F.A., Antonini, Y., 2005. Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação. Belo Horiz. Fundação Biodiversitas.
- Emmons, L.H., 1987. Comparative feeding ecology of felids in a neotropical rainforest. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 20, 271–283.
- Estes, J.A., Terborgh, J., Brashares, J.S., Power, M.E., Berger, J., Bond, W.J., Carpenter, S.R., Essington, T.E., Holt, R.D., Jackson, J.B.C., Marquis, R.J., Oksanen, L.,

- Oksanen, T., Paine, R.T., Pikitch, E.K., Ripple, W.J., Sandin, S.A., Scheffer, M., Schoener, T.W., Shurin, J.B., Sinclair, A.R.E., Soulé, M.E., Virtanen, R., Wardle, D.A., 2011. Trophic downgrading of planet earth. *333*, 301-306
- Ferregueti, Á.C., Tomás, W.M., Bergallo, H.G., 2015. Density, occupancy, and activity pattern of two sympatric deer (*Mazama*) in the Atlantic Forest, Brazil. *J. Mammal.* 96, 1245–1254.
- Ferreira, G.B., Ahumada, J.A., Oliveira, M.J.R., De Pinho, F.F., Barata, I.M., Carbone, C., Collen, B., 2017. Assessing the conservation value of secondary savanna for large mammals in the Brazilian Cerrado. *Biotropica* 49, 734–744.
- Ferreira, G.B., Oliveira, M.J.R., 2014. Discovering mammals – a guide to the species of northern Minas Gerais, *Biografia*. ed. Januária.
- Foster, V.C., Sarmiento, P., Sollmann, R., Tôrres, N., Jácomo, A.T., Negrões, N., ... & Silveira, L., 2013. Jaguar and Puma Activity Patterns and Predator-Prey Interactions in Four Brazilian Biomes. *Biotropica* 3, 373–379.
- Fundação Pró-Natureza, 2008. Plano de Desenvolvimento Territorial de Base Conservacionista do Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu.
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S.C., Ostro, L.E.T., Doncaster, C.P., 2011. Jaguar and puma activity patterns in relation to their main prey. *Mamm. Biol.* 76, 320–324. 7
- Hebblewhite, M., Merrill, E.H., McDonald, T.L., 2005. Spatial decomposition of predation risk using resource selection functions: an example in a wolfÁ/elk predatorÁ/prey system. *Oikos* 111.
- Hegab, I.M., Kong, S., Yang, S., Mohamaden, W.I., Wei, W., 2015. The ethological

- relevance of predator odors to induce changes in prey species. *Acta Ethol.* 1, 1–9.
- Heithaus, M.R., Wirsing, A.J., Burkholder, D., Thomson, J., Dill, L.M., 2009. Towards a predictive framework for predator risk effects: The interaction of landscape features and prey escape tactics. *J. Anim. Ecol.* 78, 556–562.
- Hernández, L., Laundré, J.W., 2003. Winter hunting habitat of pumas *Puma concolor* in northwestern Utah and southern Idaho, USA. *Wildlife Biol.* 9.
- Hernández, L., Laundré, J.W., 2005. Foraging in the ‘landscape of fear’ and its implications for habitat use and diet quality of elk *Cervus elaphus* and bison *Bison bison*. *Wildlife Biol.* 11, 215–220.
- Hernández, L., Laundré, J.W., Gurung, M., 2005. From the Field: Use of camera traps to measure predation risk in a puma-mule deer system. *Wildl. Soc. Bull.* 33, 353–358.
- Hines, J.E., 2006. Program PRESENCE. See <http://www.mbrpwrc.usgs.gov/software/doc/presence/presence.html>.
- Holmes, B.R., Laundré, J.W., 2006. Use of open, edge and forest areas by pumas *Puma concolor* in winter: Are pumas foraging optim. *Wildlife Biol.* 12.
- 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.
- Kauffman, M.J., Varley, N., Smith, D.W., Stahler, D.R., MacNulty, D.R., Boyce, M.S., 2007. Landscape heterogeneity shapes predation in a newly restored predator-prey system. *Ecol. Lett.* 10, 690–700.

- Laundré, J.W., Hernández, L., Altendorf, K.B., 2001. Wolves, elk, and bison: reestablishing the “landscape of fear” in Yellowstone National Park, USA. *Can. J. Zool* 79, 1401–1409.
- Laundré, J.W., Calderas, J.M.M., Hernandez, L., 2009. Foraging in the Landscape of Fear, the Predator’s Dilemma: Where Should I Hunt?! *Open Ecol. J.* 2, 1–6.
- Laundré, J.W., 2010. Behavioral response races, predator–prey shell games, ecology of fear, and patch use of pumas and their ungulate prey. *Ecology* 91, 2995–3007.
- Laundré, J.W., Hernández, L., Ripple, W.J., 2010. The Landscape of Fear: Ecological Implications of Being Afraid. *Open Ecol. J.* 3, 1–7.
- Lima, S.L., 2002. Putting predators back into behavioral predator–prey interactions. *Trends Ecol. Evol.* 17, 70–75.
- Lima, S.L., 1998. Stress and decision making under the risk of predation: recent developments from behavioral, reproductive, and ecological perspectives, in: *Advances in the Study of Behavior*. Elsevier, pp. 215–290.
- Lima, S.L., Bednekoff, P.A., 1999. Temporal Variation in Danger Drives Antipredator Behavior: The Predation Risk Allocation Hypothesis. *Am. Nat.* 153, 649–659.
- Lucherini, M., Reppuci, J.I., Walker, R.S., Villalba, M.L., Wursten, A., Gallardo, G., Iriarte A., Villalobos, R., Perovic, P., 2009. Activity pattern segregation of carnivores in the High Andes. *J. Mammal.* 90, 1404–1409.
- Macdonald, D.W., Loveridge, A.J., Nowell, K., 2010. *Dramatis personae: an introduction to the wild felids*, in: Macdonald, D.W., Loveridge, A.J. (Eds.), *Biology and Conservation of Wild Felids*. Oxford University Press Oxford, New York, pp. 3–

- MacKenzie, D.I., Nichols, J.D., Lachman, G.B., Droege, S., Royle, A.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., Royle, A.J., Pollock, K.H., Bailey, L.L., Hines, J.E., 2006. *Occupancy Estimation and Modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier
- Martín, A.D.H.S., Rosas-Rosas, O.C., Palacios-Nunez, J., Tarango-Árambula, L.A., Clemente-Sánchez, F., Hoogesteijn, A.L., 2013. Activity patterns of jaguar, puma and their potential prey in san luis potosi, mexico. *Acta Zoológica Mex.* 29, 520–533.
- Massara, R.L., De Oliveira Paschoal, A.M., Doherty, P.F., Hirsch, A., Chiarello, A.G., 2016. Ecological interactions between ocelots and sympatric mesocarnivores in protected areas of the Atlantic Forest,. *J. Mammal.* 97, 1634–1644.
- Massara, R.L., Paschoal, A.M. de O., Bailey, L.L., Doherty, P.F., Barreto, M. de F., Chiarello, A.G., 2018. Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots in protected areas of Atlantic Forest. *Mamm. Biol.* 92, 86–93.
- Massara, R.L., Paschoal, A.M. de O., L. Bailey, L., F. Doherty Jr, P., Hirsch, A., G. Chiarello, A., 2018. Factors influencing ocelot occupancy in Brazilian Atlantic Forest reserves. *Biotropica* 50, 125–134.
- Massara, R.M., Paschoal, A.M. de O., Bailey, L.L., Doherty Jr, P.F., de Frias Barreto, M., Chiarello, A.G., 2018. Effect of humans and pumas on the temporal activity of ocelots in protected areas of Atlantic Forest. *Mamm. Biol.* 92, 86–93.

- Mech, L.D., Peterson, R.O., Peterson, R., 2003. Wolf-Prey Relations. *Wolves Behav. Ecol. Conserv.* 31.
- Mendes Pontes, A.R., Chivers, D.J., 2007. Peccary movements as determinants of the movements of large cats in Brazilian Amazonia. *J. Zool.*
- Mills, M.G.L., Shenk, T.M., 1992. Predator--prey relationships: The impact of lion predation on wildebeest and zebra populations. *J. Anim. Ecol.* 693–702.
- Moreno, R.S., Kays, R.W., Samudio, R., 2006. Competitive Release in Diets of Ocelot (*Leopardus Pardalis*) and Puma (*Puma Concolor*) After Jaguar (*Panthera Onca*) Decline. *J. Mammal.* 87, 808–816.
- Murphy, K., Ruth, T.K., 2009. Diet and prey selection of a perfect predator. *Cougar Ecol. Conserv. Univ. Chicago Press. Chicago, Illinois, USA* 118–137.
- Novack, A.J., Main, M.B., Sunquist, M.E., Labisky, R.F., 2005. Foraging ecology of jaguar (*Panthera onca*) and puma (*Puma concolor*) in hunted and non-hunted sites within the Maya Biosphere Reserve, Guatemala. *J. Zool.* 267, 167–178.
- Núñez, R., Miller, B., Lindzey, F., 2000. Food habits of jaguars and pumas in Jalisco, Mexico. *J. Zool.* 252, 373–379.
- Palmeira, F.B.L., Crawshaw, P.G., Haddad, C.M., Ferraz, K.M.P.M.B., Verdade, L.M., 2008. Cattle depredation by puma (*Puma concolor*) and jaguar (*Panthera onca*) in central-western Brazil. *Biol. Conserv.* 141, 118–125.
- Palomares, F., Caro, T.M., 1999. Interspecific Killing among Mammalian Carnivores. *Am. Nat.* 153, 492–508.
- Peacor, S.D., Werner, E.E., 2001. The contribution of trait-mediated indirect effects to

- the net effects of a predator. *Proc Natl Acad Sci USA* 98, 3904–3908.
- Polisar, J., Maxit, I., Scognamillo, D., Farrell, L., Sunquist, M.E., Eisenberg, J.F., 2003. Jaguars, pumas, their prey base, and cattle ranching: Ecological interpretations of a management problem. *Biol. Conserv.* 109, 297–310.
- Preisser, E.L., Bolnick, D.I., Benard, M.F., 2005. Scared to death? The effects of intimidation and consumption in predator-prey interactions. *Ecology* 86, 501–509.
- Richmond, O. M., J. E. Hines, & S. R. Beissinger. 2010. Two-species occupancy models: a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails. *Ecological Applications* 20:2036-2046
- Ridout, M.S., Linkie, M., 2009. Estimating overlap of daily activity patterns from camera trap data. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* 14, 322–337.
- Ritchie, E.G., Elmhagen, B., Glen, A.S., Letnic, M., Ludwig, G., McDonald, R.A., 2012. Ecosystem restoration with teeth: What role for predators? *Trends Ecol. Evol.* 27, 265–271.
- Ritchie, E.G., Johnson, C.N., 2009. Predator interactions, mesopredator release and biodiversity conservation. *Ecol. Lett.* 12, 982–998.
- Rocha, A.C., 2008. Dieta de três espécies de carnívoros simpátricos no Parque Nacional Grande Sertão Veredas, MG e Ecologia e Comportamento do lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*, Illiger, 1985). Dissertação mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais.
- Romero-Muñoz, A., Maffei, L., Cuéllar, E., Noss, A.J., 2010. Temporal separation between jaguar and puma in the dry forests of southern Bolivia. *J. Trop. Ecol.* 26,

303–311.

Schmitz, O.J., Beckerman, A.P., Brien, K.M.O., 1997. Behaviorally Mediated Trophic Cascades: Effects of Predation Risk on Food Web Interactions. *Ecology* 78, 1388–1399.

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. *J. Zool.* 259, 269–279.

Sih, A., 1987. Prey refuges and predator-prey stability. *Theor. Popul. Biol.* 31, 1–12.

Sinclair, A.R., Mduma, S., Brashares, J.S., 2003. Patterns of predation in a diverse predator-prey system. *Nature* 425, 288–290.

Sunquist, M., Sunquist, F., 2002. *Wild cats of the world*. University of Chicago Press.

Swanson, A., Arnold, T., Kosmala, M., Forester, J., Packer, C., 2016. In the absence of a “landscape of fear”: How lions, hyenas, and cheetahs coexist. *Ecol. Evol.* 1–12.

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* 204–213.

R Core Team 2013. *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>.

Terborgh, J., Feeley, K., Silman, M., Nuñez, P., Balukjian, B., 2006. Vegetation dynamics of predator-free land-bridge islands. *J. Ecol.* 94, 253–263.

Terborgh, J., Lopez, L., Nuñez, P. V., Rao, M., Shahabuddin, G., Orihuela, G., Riveros, M., Ascanio, R., Adler, G.H., Lambert, T.D., Balbas, L., 2001. Ecological

meltdown in predator-free forest fragments. *Science*. 294, 1923–1926.

Tobler, M.W., Carrillo-Percastegui, S.E., Powell, G., 2009. Habitat use, activity patterns and use of mineral licks by five species of ungulate in south-eastern Peru. *J. Trop. Ecol.* 25, 261.

Valeix, M., Loveridge, A., Chamaille-jammeS, S. Davidson, Z. Murindagomo, F., Fritz, H., Macdonald, D., 2009. Behavioral adjustments of African herbivores to predation risk by lions: Spatiotemporal variations influence habitat use. *Ecology* 90, 23–30.

Wirsing, A.J., Cameron, K.E., Heithaus, M.R., 2010. Author ' s personal copy Spatial responses to predators vary with prey escape mode. *Anim. Behav.* 79, 531-537.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nossos resultados evidenciaram alguns aspectos importantes da ecologia de grandes mamíferos do Cerrado da região do norte de Minas Gerais. As estimativas populacionais obtidas para jaguatiricas no primeiro capítulo da tese, por exemplo, demonstraram a importância do conhecimento de status populacional das espécies em discussões a respeito de interações entre carnívoros (Gompper et al., 2016). Por sua vez, os estudos de interações da tese apresentaram dados inéditos para estas espécies no bioma Cerrado. Os resultados revelaram que para o processo de competição, na escala proposta pelo trabalho, existe pouca ou nenhuma interferência desta força ecológica no nicho espacial e temporal dos carnívoros potencialmente competidores aqui avaliados. Na sequência, as análises que consideraram o processo de predação, sugeriram a existência de uma leve interferência da onça-parda nas estimativas do veado-catingueiro. Além das hipóteses sugeridas, a tese pretendeu também levar ao conhecimento do leitor a possibilidade de se avaliar relações de coocorrência em dois cenários diferentes (segundo e terceiro capítulos), utilizando-se o mesmo conjunto de dados e análises, mudando-se apenas as espécies e a interpretação da informação (Richmond et al., 2010).

A região onde a tese foi desenvolvida, o Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu (MSVP), está localizada em uma área de transição entre o semi-tropical Cerrado e a semi-árida Caatinga (Fundação Pró-Natureza, 2008). Apresenta desde porções de Cerrado no Parque Nacional Grande Sertão Veredas ao leste do MSVP, até começar a surgir regiões semi-áridas e de Floresta Estacional Decidual no Parque Estadual da Mata Seca na porção oeste do mosaico. Estas características oferecem uma ampla variedade de cenários que contribuem para solidificar os resultados aqui encontrados. Dentro desta variedade de UCs e de habitats avaliados, nos limites do estudo, três espécies demonstraram predileção

por áreas protegidas de proteção integral: o lobo-guará, a jaguatirica e a onça-parda; conforme já observado em regiões florestais ao menos para os felinos ((Davis et al., 2010). As unidades de conservação de proteção integral do MSVP possuem diferentes níveis de manejo, condições de conservação, e de infra-estrutura (Fundação Pró-Natureza, 2008). Uma das funções de um mosaico de unidades de conservação é propor em uma gestão integrada dentro da realidade de cada área protegida (Brasil, 2002). Entretanto, em muitas destas UCs a maior parte do conhecimento a respeito da biodiversidade local fica restrita a planos de manejo. Ações como melhorias em infra-estrutura, fiscalização, regularização de áreas e apoio a pesquisa dentro destas unidades são de grande importância. A presente tese de doutorado pode trazer sua contribuição ao MSVP, ao apontar a existência destas comunidades de mamíferos de maior porte na região, e discutir aspectos de sua ecologia. Especialmente se considerarmos a criação de corredores ecológicos ou de novas UCs de proteção integral na região, como estratégias para garantir uma proporção de vegetação nativa suficiente para manter a diversidade local.

Apesar do foco principal desta tese não ter sido identificar possíveis problemas relativos a presença humana na região, não foram observadas fortes evidências de que algum fator antrópico esteja afetando diretamente as populações estudadas. Mas assim como os animais, processos ecológicos como competição e predação também podem sofrer impactos oriundos de interferência humana (Schuette et al., 2013). O estudo e manutenção de relações interespecíficas entre mamíferos, também devem ser sempre considerados em propostas de conservação para estas espécies. Portanto na região do mosaico o crescente avanço de atividades antrópicas na região, especialmente agropecuárias (Fundação Pró-Natureza, 2008), pode configurar grandes ameaças em um futuro próximo.

REFERENCIAS

- Brasil, 2002. SNUC-Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza-Lei 9985, de 2000. http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9985.htm
- Davis, M.L., Kelly, M.J., Stauffe, D.F., 2010. Carnivore co-existence and habitat use in the Mountain Pine Ridge Forest Reserve, Belize. *Anim. Conserv.* 1–10.
- Di Bitetti, M. S., C. D. De Angelo, Y. E. Di Blanco, & A. Paviolo. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica* 36,403-412.
- Fundação Pró-Natureza, 2008. Plano de Desenvolvimento Territorial de Base Conservacionista do Mosaico Sertão Veredas-Peruaçu.
- Richmond, O. M., J. E. Hines, & S. R. Beissinger. 2010. Two-species occupancy models: a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails. *Ecological Applications* 20:2036-2046
- Schuetz, P., A. P. Wagner, M. E. Wagner, & S. Creel. 2013. Occupancy patterns and niche partitioning within a diverse carnivore community exposed to anthropogenic pressures. *Biological Conservation* 158:301-312.